

# Ökologischer und ökonomischer Nutzen fischereilicher Regulierungen in Meeresschutzgebieten

Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz



Daniel Carstensen, Rainer Froese, Silvia Opitz, Thurid Otto  
GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel

Herausgeber:

Bundesamt für Naturschutz  
Fachgebiet II 5.2 Meeres- und Küstennaturschutz  
Außenstelle Insel Vilm  
18581 Putbus/Rügen  
BfN-Insel Vilm, September 2014

Adresse der Autoren:

GEOMAR  
Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel  
Düsternbrooker Weg 20  
24105 Kiel

Fachbetreuer im BfN: Dr. Christian Pusch

Titelbild

Karte: BfN

Bilder (von links nach rechts): C. Pusch, T. Otto, M. Aschendorf, T. Otto

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

1	Zusammenfassung	5
2	Einleitung	6
3	Negative Auswirkungen der Fischerei auf das marine Ökosystem	7
3.1	Auswirkungen der Fischerei auf kommerzielle Arten	7
3.2	Auswirkungen der Fischerei auf benthische Lebensräume	9
3.3	Beifang geschützter Arten	10
4.	Ökologischer und ökonomischer Nutzen von Meeresschutzgebieten	14
4.1	Auswirkungen auf Fischbestände	14
4.2	Größe von Schutzgebieten	15
4.3	Spillover oder wie wirken sich Schutzgebiete auf umliegende Regionen aus?	16
4.4	Nutzen von Schutzgebieten für die Fischerei	17
5.	Bestehende Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ in der Nord- und Ostsee: Natura 2000 - Gebiete	20
5.1	Erarbeitung von Managementmaßnahmen in den Natura 2000 - Gebieten in der deutschen AWZ	22
6.	Fazit und Ausblick	24
	Referenzen	26
	Anhang	34
	Maßnahmenvorschläge für Fischereimanagement in den Natura 2000 - Gebieten der deutschen AWZ in Nordsee und Ostsee. (Stand 20. April 2011)	



# 1.

## Zusammenfassung

Marine Ökosysteme unterliegen einer vielfältigen, kontinuierlich steigenden menschlichen Nutzung. Die Fischerei dürfte hierbei zur intensivsten anthropogenen Inanspruchnahme mariner Ökosysteme zählen. Dies führt zur Überfischung einer Vielzahl kommerziell genutzter Bestände und zur zunehmenden Degradierung von marinen Lebensräumen, verbunden mit erheblichen Auswirkungen auf das marine Ökosystem. Zur Vermeidung der Übernutzung von Fischbeständen und den daraus resultierenden Effekten auf die Meeresökosysteme ist neben flächenhaften Fischereimanagementmaßnahmen die Einrichtung von Meeresschutzgebieten ein wesentlicher Schritt hin zu intakten, produktiven Ökosystemen. Dennoch stehen marine Schutzgebiete häufig in der Kritik, nur einen begrenzten ökologischen und ökonomischen Nutzen zu leisten, der in keinem angemessenen Verhältnis zu den Kosten der Einrichtung und Verwaltung solcher Gebiete steht, die im Wesentlichen durch den Verlust von Fanggebieten für die Fischerei und die Überwachung und Kontrolle der Maßnahmen verursacht werden. Diese Kritik wird insbesondere für Meeresschutzgebiete in den gemäßigten Breiten und in Bezug auf eines der möglichen Managementziele, der Erholung kommerziell genutzter Fischbestände, geäußert. Das vorliegende Arbeitspapier soll aufzeigen, wie wichtig die Einrichtung von Meeresschutzgebieten und entsprechende Maßnahmen wie Fischereiausschluss sind, um den Zustand des Meeresökosystems nachhaltig zu verbessern und somit auch kommerziell genutzte Fischbestände wieder aufzubauen. Marine Schutzgebiete können u.a. ökologisch besonders wichtige Areale schonen sowie stark beanspruchten Arten als Rückzugsgebiet dienen und somit eine wichtige Pufferfunktion besitzen, um der hohen anthropogenen Nutzungsintensität und den Folgen von Missmanagement entgegenzuwirken. Besonders wichtig ist es dabei, fischereiliche Ausschlussgebiete (‘no-take-areas’) einzurichten, welche außerdem als Referenzge-

biete im Vergleich zu befischten Arealen dienen können. Die bisherigen wissenschaftlichen Studien zeigen deutlich, dass in marinen Schutzgebieten Abundanz, Biomasse, Dichte und Diversität nachweislich zunehmen. In gemäßigten Breiten treten im Vergleich zu tropischen Breiten die positiven Effekte von Ausschlussgebieten oftmals zeitlich verzögert auf: So zeigen adulte Fische oftmals eine größere Mobilität sowie eine längere Larvaldauer und ein damit verbundenes höheres Potential der Larvenverbreitung als in tropischen Gebieten. Daher sind gerade in Schutzgebieten in gemäßigten Breiten Schließungen von ausreichender Größe und Dauer notwendig, um eine nachhaltige Verbesserung für den Zustand des Ökosystems zu erzielen.

Aus ökonomischer Sicht sind die jährlichen Kosten für die Erhaltung der globalen Schutzgebietsnetzwerke im Vergleich zum gesamtfischereilichen Ertrag und den weltweiten fischereilichen Subventionen marginal. Internationale Studien belegen, dass Schutzgebiete die Erträge der Fischerei verbessern und eine Reihe von ökonomischen Vorteilen für die Fischerei mit sich bringen: z.B. verbesserte Rekrutierung, Erholung von Beständen, Wiederherstellung einer natürlichen Altersstruktur von Fischbeständen, qualitativ höhere Produkte und die Möglichkeit der Ökozertifizierung.

Ungeachtet der zahlreichen positiven Effekte von marinen Schutzgebieten sind gerade in Bezug auf deren Nutzen für die kommerzielle Fischerei langfristige Verbesserungen nur in Verbindung mit weiteren Maßnahmen auch außerhalb der Meeresschutzgebiete zu realisieren. Hierzu zählen sowohl die Verbesserung der Selektivität von Fanggeräten als auch in vielen Fällen die drastische Senkung der fischereilichen Intensität, um eine Erholung der Fischbestände zu gewährleisten und sicherzustellen, dass diese ihre ökologische Funktion wahrnehmen können.

# 2.

## Einleitung

Marine Ökosysteme unterliegen einer vielfältigen, kontinuierlich steigenden anthropogenen Nutzung (Halpern *et al.* 2008). Die kommerzielle Entnahme von Fischen und anderen Meeresorganismen dürfte dabei zu einer der intensivsten menschlichen Nutzungsformen zählen, denen marine Ökosysteme ausgesetzt sind (Jones 1992; Dayton *et al.* 1995; Hall *et al.* 2000; Kaiser *et al.* 2006). Dies resultiert in einer massiven Überfischung einer Vielzahl kommerziell genutzter Bestände und in einer zunehmenden Degradierung von marinen Lebensräumen, verbunden mit erheblichen Auswirkungen auf die Nahrungsnetze im Meer (Jackson *et al.* 2001; Myers & Worm 2003; Jacquet 2009). Die negativen Auswirkungen der Überfischung betreffen jedoch auch die natürlichen Ressourcen und wirtschaftlichen Grundlagen der Fischerei selbst. So müssen die Fischer im Vergleich zu früheren Jahren einen immer höheren Aufwand für einen gleichwertigen Fangertrag betreiben (Watson *et al.* 2012). Teilweise muss die Fischerei auf Grund von Übernutzung der Bestände und der daraus resultierenden Unwirtschaftlichkeit sogar eingestellt werden (Thurstan *et al.* 2010; Pauly & Froese 2012).

Zur Vermeidung der Übernutzung von Fischbeständen und den daraus resultierenden Effekten auf die Meeresökosysteme ist die Einrichtung von Meeresschutzgebieten ein wichtiger Schritt hin zu intakten, produktiven Ökosystemen (Roberts *et al.* 2001; McCook *et al.* 2010; Ainsworth *et al.* 2012; Fouzai *et al.* 2012). So wirken sich marine Schutzgebiete von ausreichender Größe nachweislich positiv auf die Abundanz, Biomasse, Artenzahl und Diversität von Fisch- und Benthospopulationen aus (Roberts *et al.* 2001; Gell & Roberts 2003a; b; Stobart *et al.* 2009). Dies führt bei vielen Fischarten wieder zu mehr und größeren Individuen, welche wiederum eine gesteigerte Reproduktion aufweisen (Willis *et al.* 2003). Höhere fischereiliche Aktivitäten in der Peripherie von Schutzgebieten

liefern einen indirekten Beweis für die positiven Effekte von Meeresschutzgebieten für Fischereibetreibende (Roberts *et al.* 2001; Murawski *et al.* 2004; Stobart *et al.* 2009).

Marine Schutzgebiete können somit eine wichtige Stabilisierungsfunktion für Ökosysteme erfüllen und stellen einen zentralen Pfeiler bei der Umsetzung des Ökosystemansatzes zum Management menschlicher Aktivitäten im Meer dar. Gleichzeitig haben sie einen direkten Nutzen bei der Inanspruchnahme ökosystemarer Dienstleistungen durch den Menschen. Marine Schutzgebiete sind vor allem in anthropogen besonders stark beanspruchten Gebieten von hoher Relevanz. Ziel muss es gerade in diesen Gebieten sein, aus ökologischer Sicht besonders sensible Meeresareale vor der Vielzahl von anthropogenen Einflüssen (z.B. Umweltverschmutzung, Überfischung, schädliche Fischereimethoden) zu schützen. Obwohl die beschriebenen positiven Auswirkungen von Schutzgebieten vielfach dokumentiert sind, bestehen noch immer große Widerstände gegen Schutzgebiete, insbesondere auf der Seite der Nutzer.

Im Rahmen des vorliegenden Papiers sollen die folgenden Fragestellungen anhand von aktuellen wissenschaftlichen Studien untersucht werden:

- Welche negativen Auswirkungen hat die Fischerei auf geschützte und kommerziell genutzte Arten sowie benthische Lebensräume und marine Ökosysteme?
- Welchen ökologischen Nutzen können Schutzgebiete mit Fischereiregulierungen haben?
- Welchen Nutzen haben Schutzgebiete mit Fischereiregulierungen für den Schutz und den Wiederaufbau von kommerziell genutzten Fischbeständen?
- Welche Eigenschaften sollten Schutzgebiete aufweisen, um wirksam zu sein?

# 3.

## Negative Auswirkungen der Fischerei auf das marine Ökosystem

Die Fischerei zählt zu den stärksten negativen anthropogenen Einflüssen auf das marine Ökosystem (Jones 1992; Hall *et al.* 2000; Kaiser *et al.* 2006). Trotz einer kontinuierlichen Steigerung der Fangeffizienz, z.B. durch bessere Navigations-, Ortungs- und Fangtechnik, stagnieren seit Mitte der 1980-er Jahre die weltweiten Fangerträge bei etwa 80 Millionen Tonnen (FAO 2014, Abb. 1). Parallel dazu nimmt der Fischereiaufwand weltweit stetig zu (Pauly & Froese 2012). Dies lässt trotz gleichbleibender Fangmengen auf eine zunehmende Beanspruchung der Meeresökosysteme durch die Fischerei schließen. Die Auswirkungen dieses Fischereidrucks auf das Ökosystem und seine Arten sind dabei wesentlich vom Fanggerät, der Zielart und dem betroffenen Lebensraum im Fanggebiet abhängig (Dayton *et al.* 1995).

### 3.1

#### Auswirkungen der Fischerei auf kommerzielle Arten

**Aufgrund der zu hohen Fischereiintensität sind weltweit zahlreiche Fischbestände überfischt oder stehen kurz vor dem Zusammenbruch.** Die aktuellen Zahlen der Welternährungsorganisation FAO (2014) belegen, dass der Zustand der weltweiten Fischbestände als bedenklich einzustufen ist: Der Anteil der bewerteten Fischbestände, welche innerhalb von nachhaltigen biologischen Grenzen befischt werden, nahmen von 90 % im Jahr 1974 bis auf 71,2 % im Jahr 2011 ab, wobei 28,8 % als überfischt gelten. Eine Analyse aller Bestände (etwa 2000), also einschließlich der weniger produktiven, zeigt ein noch alarmierenderes Bild: 24 % sind zusammen-

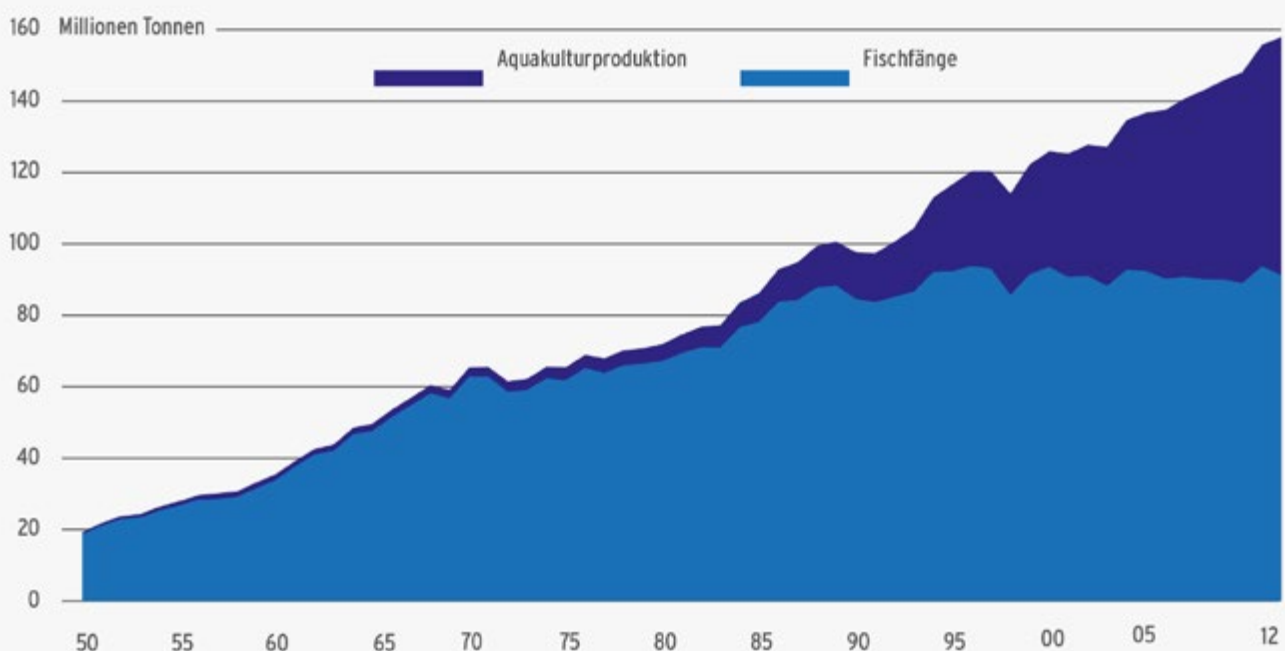


Abb. 1:

Weltweite Fischfänge und Aquakulturproduktion in Millionen Tonnen über den Zeitraum 1950 bis 2012 (verändert nach FAO 2014).



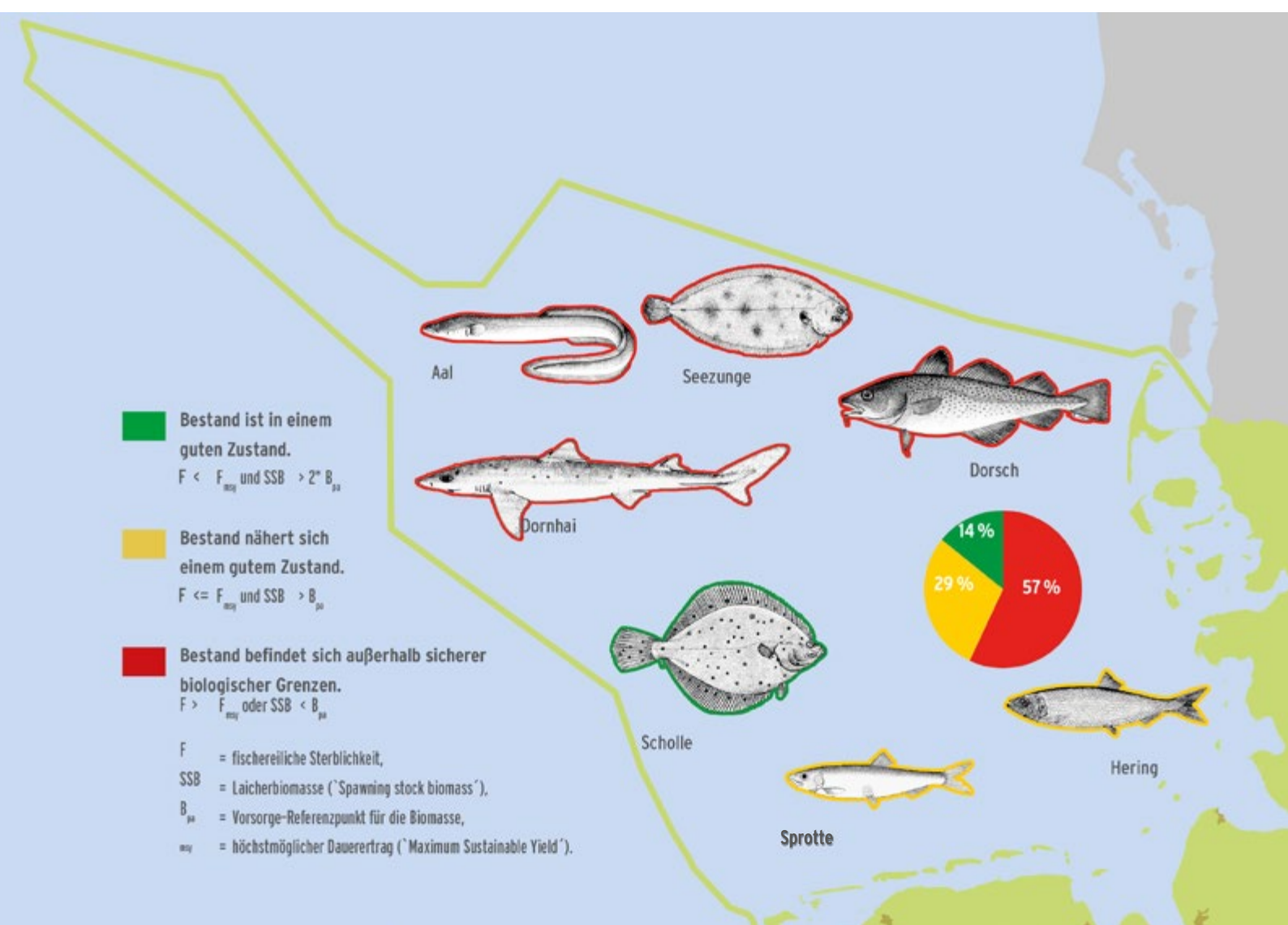


Abb. 2:

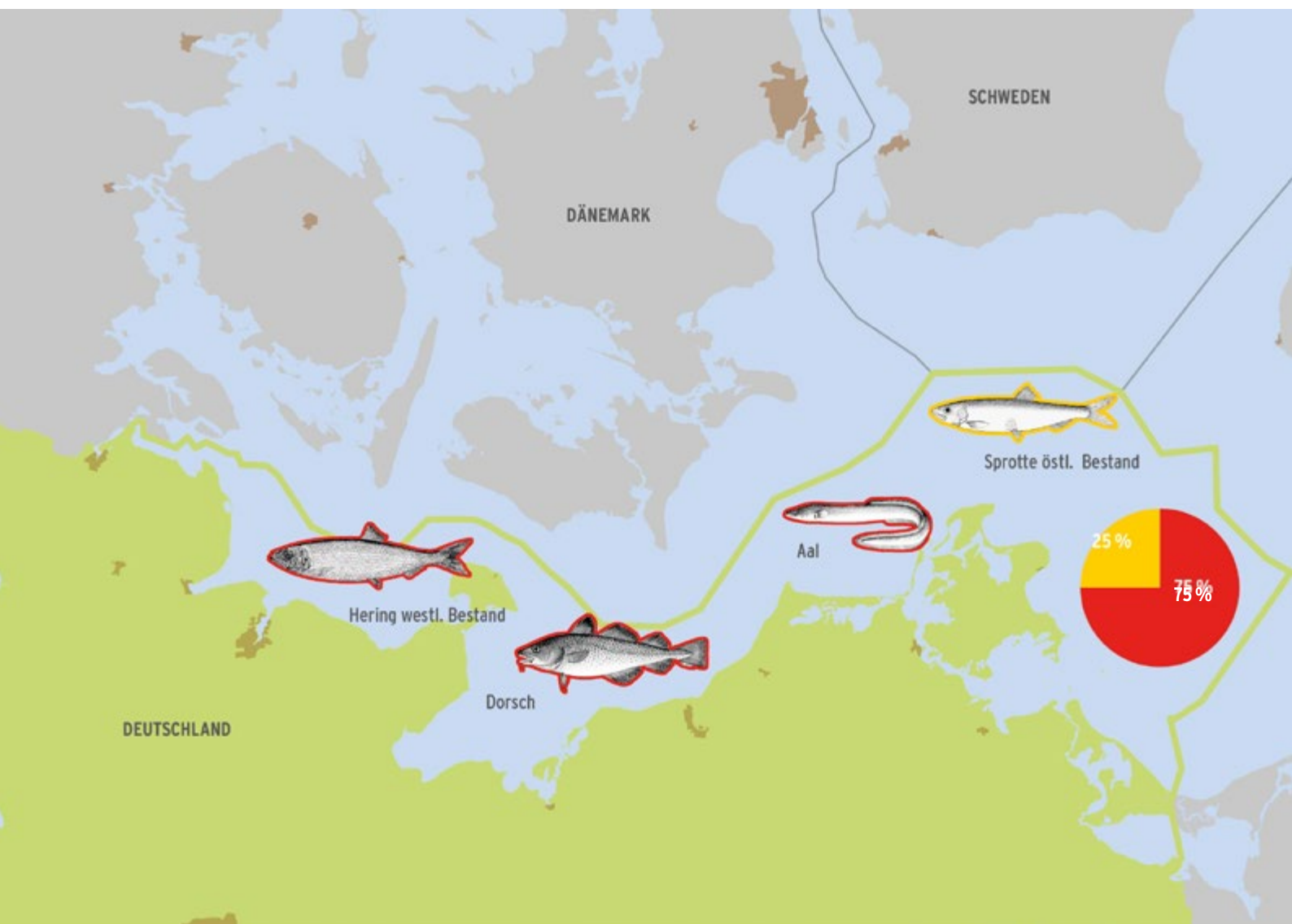
Zustand kommerziell genutzter Fischbestände in der deutschen AWZ der Nordsee und Ostsee, welche vom ICES vollständig bewertet werden (Daten ICES 2013).

gebrochen und 33% sind überfischt (Froese *et al.* 2012).

**Nach den aktuellen Zahlen der europäischen Kommission wurden im Jahr 2013 41% der Fischbestände im Nordatlantik überfischt, im Mittelmeer sogar 91%;** der überwiegende Teil der Bestände wird somit über dem Niveau befischt, welches den maximalen nachhaltigen Ertrag (engl. Maximum Sustainable Yield, MSY) ermöglicht (EU-KOM 2014). Die tatsächlichen Zahlen dürften noch höher sein, da Arten wie z.B. der Aal (*Anguilla anguilla*), der Dornhai (*Squalus acanthias*) und der Lachs (*Salmo salar*) als datenarm gelten und nicht berücksichtigt wurden. Das Beispiel des Dorsches bzw. Kabeljaus (*Gadus morhua*), dem ehemaligen „Brotfisch“ der deutschen

Fischerei, spiegelt die allgemeine Krise der Fischerei wider: Die Bestandssituation in der westlichen Ostsee und insbesondere in der Nordsee ist seit langem dramatisch schlecht und das, obwohl Lösungsansätze in Form eines ökosystemorientierten Fischereimanagements existieren (Froese & Quaas 2011; 2012). Problematisch ist neben dem hohen Anteil der Arten, die überfischt sind oder sich außerhalb sicherer biologischer Grenzen befinden, dass die Bestandssituation zahlreicher Bestände aufgrund fehlender Daten nicht beurteilt werden kann (Martell & Froese 2012). Betrachtet man den Zustand der kommerziell genutzten Fischbestände in der deutschen AWZ der Nordsee, welche vom ICES (International Council for the Exploration of the Sea) vollständig bewertet werden, ergibt sich





folgendes negative Bild: Hier sind vier von sieben Beständen überfischt, lediglich der Schollenbestand (*Pleuronectes platessa*) befindet sich innerhalb sicherer biologischer Grenzen (Abb. 2).

In der deutschen AWZ der Ostsee befinden sich von den kommerziell genutzten Fischbeständen, welche vom ICES vollständig bewertet werden, drei von vier Arten außerhalb sicherer biologischer Grenzen. Lediglich der östliche Sprottenbestand (*Sprattus sprattus*) zeigt positive Tendenzen mit einer fischereilichen Sterblichkeit (Anteil am Bestand, der durch Fischerei entnommenen wird), welche der höchstmöglichen nachhaltigen fischereilichen Sterblichkeitsrate (Fmsy) entspricht und eine Laicherbiomasse SSB vorweist, welche zumin-

dest oberhalb des Vorsorgeansatzes liegt (Abb. 2).

### 3.2 Auswirkungen der Fischerei auf benthische Lebensräume

Konsequenz der starken Befischung ist, neben den Auswirkungen auf die kommerziell genutzten Fischbestände, die zunehmende Degradierung der marinen Ökosysteme. **Insbesondere die Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten (z.B. Baumkurren, Dredgen und grundberührende Scherbrettnetze) hat negative Effekte auf benthische Lebensräume sowie ihre Arten und Lebensgemeinschaften** (Jones 1992; Kaiser *et al.* 2001; Kaiser *et al.* 2006, Pusceddu *et al.* 2014; siehe

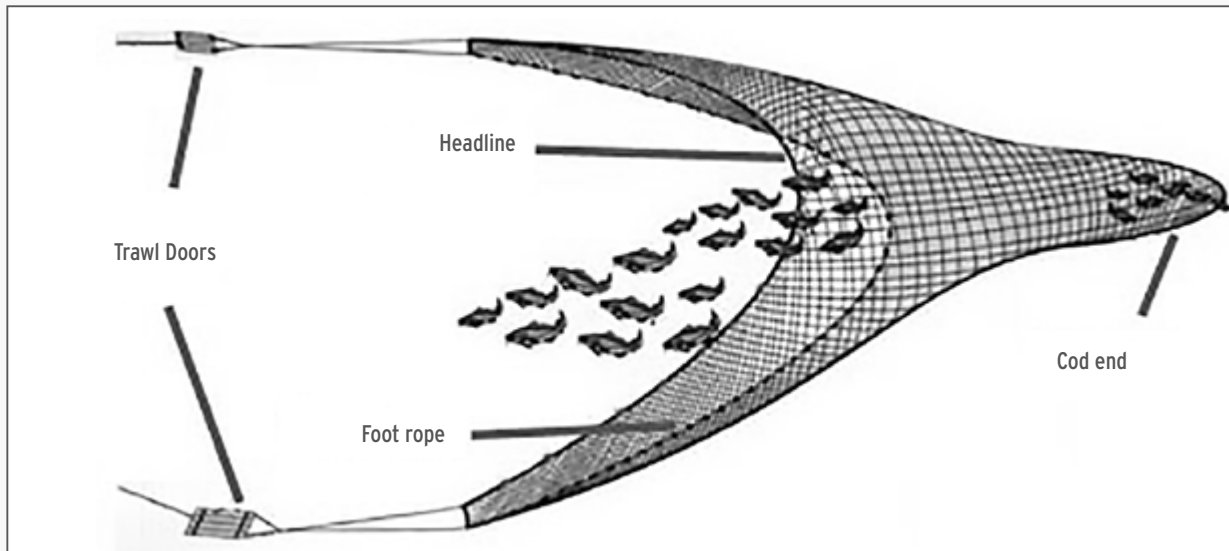


Abb. 3:

Illustration eines Grundschleppnetzes. Scherbretter (Trawl doors, Bild rechts) können mehrere Tonnen wiegen und dringen bis zu 30 cm tief in den Meeresboden ein. Insbesondere die Scherbretter, aber auch das schwere Grundtau (Foot rope) haben vielfältige negative Auswirkungen auf Arten und Lebensräume am Meeresboden. (Graphik: Quelle wikimedia commons, Foto: Katrin Wollny-Goerke)

auch Abb. 3). Die Intensität der Schädigung benthischer Lebensräume durch mobile Fanggeräte ist dabei einerseits abhängig vom Fanggeschirr, seinem Gewicht und der Schleppgeschwindigkeit und andererseits vom Lebensraum und den dort vorkommenden Arten (Dayton *et al.* 1995). So zeigt die Studie von Kaiser *et al.* (2006), dass die schwersten Schädigungen bei der Fischerei mit Dredgen im Bereich von Habitaten mit biogenen Hartsubstraten auftreten. Die Erholungsdauer der betroffenen Organismen ist dabei stark vom jeweiligen Lebens- und Reproduktionszyklus abhängig. Während kurzlebige Arten einen vergleichsweise kurzen Erholungszeitraum in Anspruch nehmen, benötigen langsam wachsende Arten (z.B. Schwämme) mehrere Jahre zur Erholung (Kaiser *et al.* 2006). **Bei Tiefseearten kann sich die Erholung der Habitate und Lebensgemeinschaften sogar über Jahrzehnte erstrecken oder irreversibel sein** (Jones 1992). Neben der direkten Zerstörung von Habitaten und Lebensgemeinschaften durch die physikalischen Auswirkungen von mobilen grundberührenden Fanggeräten sind **oftmals hohe Beifangraten eine weitere negative Konsequenz der Fischerei**. Dabei überlebt ein Großteil der kommerziell genutzten Zielarten (meist Jungfische) und Nichtzielarten (Fische und benthische Invertebraten) den Rückwurf ins Meer nicht (Groenewold 1999; Hall *et al.* 2000; Catchpole *et al.* 2006). Dies wiederum kann direkte

Auswirkungen auf Nahrungsnetze und das marine Ökosystem haben (Benoît *et al.* 2010; Stephen and Harris 2010; Afonso *et al.* 2011).

In einigen Meeresgebieten in der südlichen Nordsee werden Flächen bis zu 20 Mal pro Jahr mit mobilen grundberührenden Fanggeräten befischt. Schröder *et al.* (2008) zeigten, dass die Häufigkeit von empfindlichen, langlebigen Arten mit geringer Vermehrungsrate (z.B. Muscheln und Seeigel) durch die Auswirkungen von grundgeschleppten Fanggeräten stärker reduziert wird als schnell wachsende, opportunistische Arten (z.B. Borstenwürmer und Seesterne). Vom ICES durchgeführte Untersuchungen zeigen, dass die Biomasse bodenlebender Organismen in der südlichen und zentralen Nordsee im Vergleich zum unbefischten Zustand um 39 % zurückgegangen ist (ICES 2009).

### 3.3 Beifang geschützter Arten

Der Beifang von nicht zu den Zielarten gehörenden Fischen beträgt jährlich etwa 8 % (im Durchschnitt 1992-2001 etwa 7,3 Millionen Tonnen) der weltweiten Gesamtfänge (Kelleher 2005). Der weltweite Beifang aller Meeresorganismen liegt dabei mit geschätzten 27 Millionen Tonnen (bei



durchschnittlichen weltweiten Anlandungen von etwa 80 Millionen Tonnen seit Mitte der 1980er, siehe Abb. 1) noch wesentlich höher (Alverson *et al.* 1994).

**Bei sogenannten passiven Fanggeräten (Stellnetze, Langleinen, etc.) sind die mechanischen Auswirkungen der Fanggeräte auf den Meeresboden vergleichsweise geringer. Allerdings sind diese Fanggeräte durch hohe Beifangraten von Seevögeln und marinen Säugetieren gekennzeichnet** (Furness 2003; Lewison *et al.* 2004, Žydelis *et al.* 2009, Bellebaum 2011, Sonntag *et al.* 2012, Bellebaum *et al.* 2013, Reeves *et al.* 2013).

Eine der wesentlichen Gefährdungsursachen für tauchende Seevögel in Nord- und Ostsee ist der Beifang in passiven Fanggeräten (speziell Kiemen- und Verwickelnetze) (Žydelis *et al.* 2009, Sonntag *et al.* 2012). Das hohe Beifangrisiko resultiert aus der Gefahr, dass sich die Seevögel beim Tauchen auf der Suche nach benthischer Nahrung und Fischen in den Maschen der Stellnetze verfangen und ertrinken (Žydelis *et al.* 2009; Bellebaum 2011, Sonntag *et al.* 2012, Bellebaum *et al.* 2013). Die höchsten Beifänge treten dabei in Gebieten auf, in denen sich die Fischerei mit Kiemen- und Verwickelnetzen mit dem Vorkommen tauchender Seevögel überschneidet (u.a. Schirmeister 2003; Anonymous 2005; Bellebaum 2011).

Das Gefährdungspotential für Schweinswale (*Phocoena phocoena*) durch passive Fanggeräte in der Ostsee wurde im Rahmen des EMPAS-Projektes (Environmentally Sound Fisheries Management in Protected Areas) auf der Grundlage der zeitlichen und räumlichen Verteilung von Schweinswalen und Stellnetzen analysiert (ICES 2008b). Man unterscheidet in der Ostsee mehrere Schweinswalpopulationen. Insbesondere die Schweinswalsubpopulation in der zentralen Ostsee gilt aufgrund des starken Rückgangs im letzten Jahrhundert als stark gefährdet und wurde zuletzt auf weniger als 600 Tiere geschätzt (Berggren *et al.* 2002; Gillespie *et al.* 2005). Als wesentliche Ursache für die dramatisch schlechte Bestandssituation dieser Subpopulation wird der kontinuierliche Beifang in Kiemen- und Verwickelnetzen verantwortlich gemacht (Berggren *et al.* 2002; Gillespie *et al.* 2005; Wiemann *et al.* 2010). In der kommerziellen Stellnetzfisherei treten Beifänge von Schweinswalen regelmäßig auf, jedoch wird nur ein geringer Teil dieser Beifänge gemeldet. Laut Herr (2010) sind 47% der Totfunde an der deutschen Ostseeküste auf den Beifang in Stellnetzen zurückzuführen.



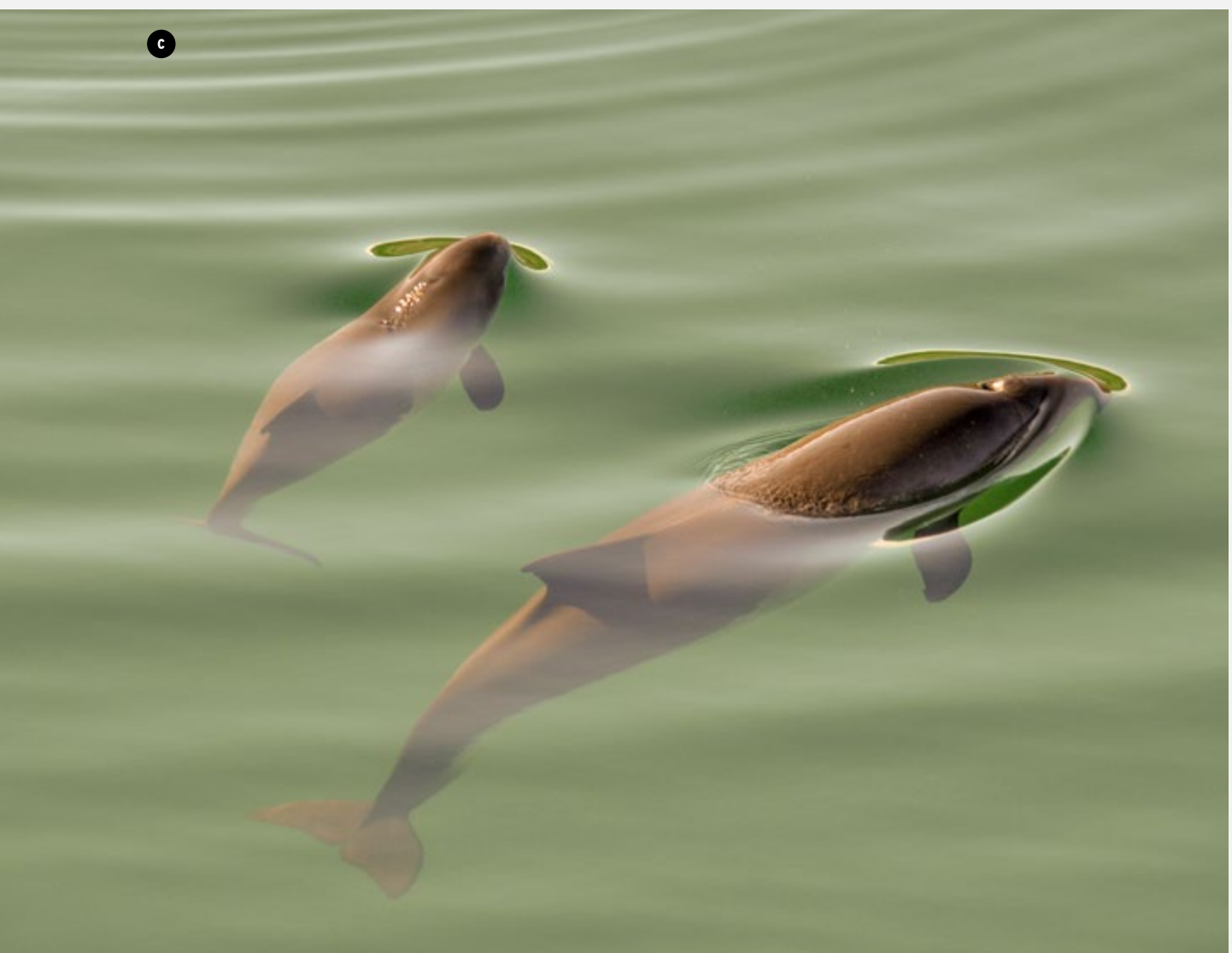


Abb. 4:  
Arten, die in den deutschen Ostseegewässern durch den Beifang in der Stellnetzfischerei gefährdet sind:

- a. Gryllteiste (*Cepphus gryllus*), Foto: Markus Vetemaa
- b. Eisente (*Clangula hyemalis*), Foto: Jochen Bellebaum
- c. Schweinswale (*Phocoena phocoena*), Foto: Sven Gust

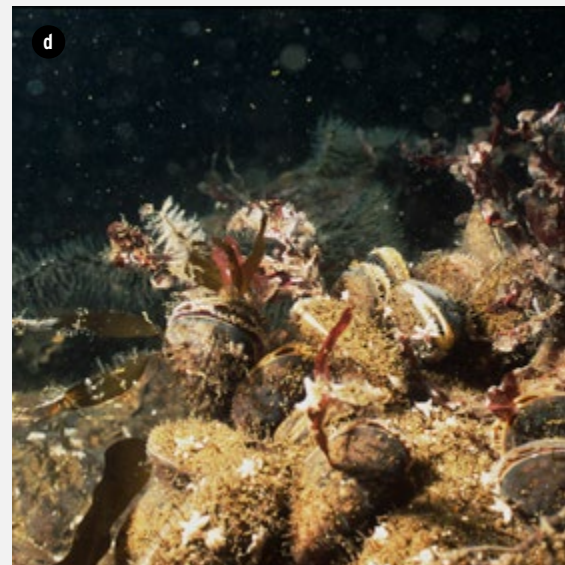


Abb. 5:

Benthische Arten und Lebensräume, die durch aktive, grundberührende Fanggeräte gefährdet sind:

- a. Sandbänke, hier mit Köpfchenpolyp (*Tubularia larynx*), wie z.B. im Natura 2000 - Gebiet Sylter Außenriff.
- b. Riffe, hier mit Seeigel (*Ecchinus esculentus*), Seenelken (*Metridium senile*) und Seescheiden (*Ascidacea*), beispielsweise im Natura 2000 - Gebiet Sylter Außenriff.
- c. Miesmuschelbänke (*Mytilus edulis*) in enger Verzahnung mit Sandflächen, wie im Natura 2000 - Gebiet Adlergrund.
- d. Riffe mit Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), Rotalgen (*Rhodophyceae*) und Zuckertang (*Laminaria saccharina*), wie im Natura 2000 - Gebiet Kadetrinne.

Alle Fotos auf dieser Seite: Hübner, Krause (BfN)



# 4.

## Ökologischer und ökonomischer Nutzen von Meeresschutzgebieten

Die Etablierung von marinen Schutzgebieten hat vor allem zwei Ziele:

- Verhinderung der Degradierung der durch den Menschen beanspruchten Ökosysteme und ggf. Gewährleistung einer Erholung dieser Ökosysteme
- Entgegenwirken der Überfischung kommerziell genutzter Arten (Fische und benthische Organismen) oder Wiederaufbau von Beständen (Arntz & Laudien 2010).

Über die positiven Effekte von Meeresschutzgebieten besteht bei dem überwiegenden Anteil der Autoren wissenschaftlicher Veröffentlichungen zu diesem Thema Einigkeit: Es ist mittlerweile **vielfach belegt, dass die Häufigkeit, die Biomasse, die Arten- und die Individuenzahl innerhalb von marinen Schutzgebieten ausreichender Größe und mit ausreichendem Schutzstatus, d.h. mit einem hohen Anteil von Bereichen unter vollständigem Fang- ('no-take areas') und Schleppnetzfishereiverbot ('no-trawl areas'), im Vergleich zu ungeschützten Gebieten zunehmen** (Roberts *et al.* 2001; Gell & Roberts 2003a, b; Stobart *et al.* 2009; McCook *et al.* 2010). Im Vergleich zu teilweise geschützten Gebieten weisen no - take Zonen einen höheren Nutzen auf (Sciberas *et al.* 2013).

In der Studie von Halpern (2003) zur Wirksamkeit von marinen Schutzgebieten wurden vier biologische Parameter (Dichte, Biomasse, Größe der Organismen und Diversität) aus 89 Studien zu marinen Schutzgebieten ausgewertet. Die Ergebnisse waren eindeutig: Im Durchschnitt zeigten die biologischen Parameter der Lebensgemeinschaft und verschiedener funktioneller trophischer Gruppen (karnivore Fische, herbivore Fische, planktivore Fische/Invertebratenfresser und Invertebraten) innerhalb dieser Gemeinschaft signifikant höhere Werte in Schutzgebieten als außerhalb, bzw. im Vergleich nach und vor der Schließung des Meeresschutzgebietes für die Fischerei (einzige Ausnahmen

waren Biomasse und Größe von Wirbellosen). Die Diversität der Gemeinschaften und die durchschnittliche Größe der Organismen innerhalb der Schutzgebiete lag 20-30 % höher als in den genutzten Referenzgebieten; die Organismendichte war innerhalb der Schutzgebiete etwa doppelt so hoch und die Biomasse etwa dreimal so hoch wie in den befischten Referenzgebieten (Halpern 2003).

In einer kürzlich veröffentlichten Studie zeigen Edgar *et al.* 2014 anhand von 87 weltweit untersuchten Meeresschutzgebieten, dass der Nutzen von Schutzgebieten exponentiell mit der Akkumulation von 5 Schlüsselfaktoren steigt: Fischereiregulationen, wirksame Umsetzung der Maßnahmen, Alter (> 10 Jahre), Größe (> 100 km<sup>2</sup>) und Isolation durch beispielsweise Tiefsee. Meeresschutzgebiete mit insgesamt 4-5 Schlüsselfaktoren inklusive Fischereiregulierungen zeigten im Vergleich zu befischten Arealen eine doppelt so hohe Anzahl an großen Fischarten pro Transekt und eine fünfmal höhere Biomasse der großen Fische. Die meisten der untersuchten Meeresschutzgebiete (59 %) wiesen nur 1-2 Schlüsselfaktoren auf und zeigten kaum einen ökologischen Unterschied zu befischten Gebieten.

### 4.1

#### Auswirkungen auf Fischbestände

Eine Zunahme der Artenvielfalt in marinen Schutzgebieten wurde in zahlreichen Studien nachgewiesen. In Bezug auf den Schutz und Wiederaufbau mariner Fischbestände zeigen die Untersuchungen zu der Wirksamkeit von Schutzgebieten allerdings eine höhere Variabilität (Côté *et al.* 2001). In **19 Studien wurde ein signifikanter Anstieg der Artenzahl von 11 % innerhalb des Schutzgebietes ermittelt; bei kommerziellen Zielarten waren es sogar 28 %** (Côté *et al.* 2001). Bei wichtigen Arten von Nord- und Ostsee, wie z.B. dem Kabeljau, waren bishe-

rige Schließungen vergleichsweise wenig erfolgreich (Roberts & Mason 2008). Eine mögliche Ursache hierfür könnte sein, dass die ausgewiesenen Gebiete nicht groß genug waren und die Maßnahmen in den Gebieten über einen zu kurzen Zeitraum angewandt wurden (Roberts & Mason 2008). Moland *et al.* 2013 konnten allerdings in ihrer Studie entlang der norwegischen Skagerrak Küste zeigen, dass der Kabeljaubestand generell positiv auf den Schutz reagierten. 2006 wurden hier marine Schutzgebiete mit vollständigem Schutz für Krustentiere und eingeschränktem Schutz für Fische eingerichtet. Sowohl vor der Schließung als auch 4 Jahre während der Schließung wurden Daten aufgenommen. In Bezug auf die Kabeljaupopulation wurde eine Erhöhung der Dichte der Population und eine Erhöhung der Körpergröße innerhalb der Meeresschutzgebiete im Vergleich zu den befischten Kontrollgebieten festgestellt. Bei Hummern (*Hommarus gammarus*) wurde eine Erholung der Größen- und Altersstruktur im Vergleich zu den befischten Referenzgebieten festgestellt, welche das Reproduktionspotential innerhalb des Meeresschutzgebietes erhöhen kann.

Für weit wandernde Arten höherer trophischer Ebenen (z.B. große fischfressende Arten wie Thunfische und Segelfische) wird angenommen, dass diese nur durch Meeresschutzgebiete ausreichender Größe (> 500 km<sup>2</sup>) einen effektiven Schutz erfahren (Blyth-Skyrme *et al.* 2006). Bei wandernden Arten wie z.B. Kabeljau könnte darüber hinaus die Unterschreitung einer kritischen Bestandsgröße, z.B. durch Überfischung, die Ursache für das Ausbleiben positiver Effekte von Schutzgebieten sein (Horwood *et al.* 2006). Darüber hinaus wird zur Erholung von Kabeljaubeständen und Fischbeständen im Allgemeinen begleitend zur Einrichtung von Meeresschutzgebieten eine deutliche Reduktion des fischereilichen Aufwands im Gesamtgebiet empfohlen (Kelly *et al.* 2006; Ainsworth *et al.* 2012). Entgegen häufiger Kritik bezüglich

fehlender Effekte von Meerschutzbereichen auf weit wandernde Arten sind auch hier für zahlreiche Fischarten positive Effekte dokumentiert (Claudet *et al.* 2010).

## 4.2 Größe von Schutzgebieten

Mit zunehmender Gebietsgröße nehmen die positiven Effekte für das jeweilige Ökosystem proportional zu (Halpern 2003). So steigt die Wahrscheinlichkeit eines **Überlauseffektes (spillover, siehe 4.3)** auf die peripher angrenzenden Meeresareale mit zunehmender Schutzgebietsgröße (Forcada *et al.* 2009). **Deshalb sollten marine Schutzgebiete, die der Erholung überfischter Bestände dienen und damit auch der Fischerei nutzen, ausreichend groß sein** (Halpern 2003). Ein weiterer Vorteil größerer Schutzgebiete ist es, dass diese sich bei anthropogen verursachten Katastrophenereignissen (z.B. Schiffsunfällen) rascher als kleinere Gebiete erholen (Halpern 2003). Dementsprechend empfehlen Rachor und Günther (2001) für Schutzgebiete in der Nordsee eine Mindestgröße von 100 km<sup>2</sup>. Bei Fischarten mit geringer Reproduktionsrate, die weit wandern und spät geschlechtsreif werden, sind dagegen Gebietsgrößen über 500 km<sup>2</sup> erforderlich (Blyth-Skyrme *et al.* 2006).

Die Einrichtung von marinen Schutzgebieten und entsprechenden Managementmaßnahmen bewirkt auch unabhängig von der Größe des Gebietes eine rasche positive biologische Reaktion des Ökosystems. So wurden innerhalb einer kurzen Zeitperiode von ein bis drei Jahren in 80 marinen Schutzgebieten höhere mittlere Werte für Dichte, Biomasse, durchschnittliche Organismengröße und Diversität gemessen (Halpern & Warner 2002). Unabhängig von der Größe des Gebietes blieben die biologischen Faktoren auch über den weiteren Zeitraum, unabhängig von der



Schließungsdauer (bis 40 Jahre), konstant (Halpern & Warner 2002). **In Bezug auf Fische nimmt die Effizienz des Meeresschutzgebietes mit zunehmender Schließungsdauer zu.** So treten nach Molloy *et al.* (2009) positive Effekte bei großen Fischen mit langer Lebensdauer erst 15 Jahre nach Einrichtung des Schutzgebietes auf.

### 4.3

#### Spillover oder wie wirken sich Schutzgebiete auf umliegende Regionen aus?

**Unter spillover bezeichnet man in der Regel Überlaufeffekte, die sich auf die peripheren Areale von Schutzgebieten auswirken.** So kann eine Zunahme der Individuendichte im Schutzgebiet zu einer erhöhten Reproduktion führen, die wiederum eine gesteigerte Verdriftung von Eiern und Larven und eine erhöhte Individuendichte in den umliegenden Meeresgebieten bewirkt. Des Weiteren kann das direkte Abwandern von Fischen aus den Schutzgebieten einen positiven Effekt auf die Biomasse der Fischpopulationen in den umliegenden Meeresarealen haben. Ein direkter Nutzen von Schutzgebieten für die Fischerei kann sich z.B. durch mögliche höhere Fangquoten in den Gebieten außerhalb der Meeresschutzgebiete ergeben. Für tropische Gewässer sind diese positiven Auswirkungen von Schutzgebieten für sessile benthische Arten und stationäre Fischarten vielfach dokumentiert (u.a.: Roberts *et al.* 2001; McCook *et al.* 2010; Harrison *et al.* 2012). Für Schutzgebiete in gemäßigten Breiten sind Überlaufeffekte ebenfalls nachgewiesen, wenn auch nicht in dem Umfang wie für tropische Breiten. So ist in gemäßigten Breiten das Fischereiaufkommen im Randbereich außerhalb von marinen Schutzgebieten (fishing the line) (Forcada *et al.* 2009; Stobart *et al.* 2009) ebenfalls höher als in Gebieten, die nicht an ein Schutzgebiet grenzen. Murawski *et al.* (2004) berichtet über höhere Fänge von Schellfisch (*Mela-*

*nogrammus aeglefinus*) in der Peripherie (< 20 km) eines marinen Schutzgebietes im Nordost-Atlantik und Fisher & Frank (2002) beobachteten am schottischen Schelf (Neuschottland, Kanada) sowohl ein höheres Aufkommen von kommerziellen Fischarten in den eingerichteten Meeresschutzgebieten als auch eine Zunahme von kommerziellen Fischarten in den untersuchten weiterhin befischten Referenzgebieten. Wissenschaftler gehen allerdings davon aus, dass positive Effekte von Schutzgebieten in gemäßigten Breiten im Vergleich zu tropischen Breiten erst nach längeren Zeiträumen nachweisbar sind. So traten die positiven Effekte für die Fischgemeinschaften (u.a. Hering (*Clupea harengus*) und Scholle) in den weiterhin befischten Referenzgebieten im Vergleich zu den Schließungsgebieten am Schottischen Schelf mit ein bis drei Jahren Verzögerung auf (Fisher & Frank 2002). Im Mittelmeerraum nahmen die Abundanz kommerzieller Fischarten in einem Zeitraum von 20 Jahren dauerhaft zwischen 78 % und 117 % im Vergleich zu den umliegenden befischten Gebieten zu (Bell 1983; Harmelin *et al.* 1995; Forcada *et al.* 2009).

**Zusammenfassend lassen sich folgende positiven Effekte von Meeresschutzgebieten für kommerziell genutzte Fischbestände nennen:**

- Schutz spezifischer Lebensstadien (z.B. Jungfische in „Kinderstuben“)
- Schutz für bestimmte Lebensstadien in essentiellen Gebieten (Nahrungs- oder Laichgründe)
- Überlaufeffekt von juvenilen und adulten Fischen (spillover)
- Erhöhte Produktion und Verbreitung von Larven kommerzieller Arten
- Erhöhung der Körpergröße und der Abundanz kommerzieller Fischarten
- Vergleichbarkeit von nicht befischten Referenzgebieten mit befischten Gebieten (Monitoring, Bestandskunde).

## 4.4

### Nutzen von Schutzgebieten für die Fischerei

Die Einrichtung von Schutzgebieten mit vollständigem Ausschluss der Fischerei (no-take zones) wird von den verdrängten Fischern typischerweise als politische Maßnahme gesehen, die ihnen zahlreiche Probleme und höhere Kosten aber nur fragwürdige Vorteile bringt. Zu den Hauptproblemen zählt dabei aus Sicht der Fischerei das

kleinere verbleibende Fanggebiet, in dem nun mehr Fischer versuchen, ihre Quoten auszufischen (Sanchirico 2000). Dieses Problem wird allerdings weniger dringend, wenn die Fischbestände nicht mehr überfischt werden und die Anzahl der Fische sich gegenüber dem jetzigen Zustand vervielfacht hat (Sumaila *et al.* 2012). Mehrere Studien (Pezzey *et al.* 2000; Sanchirico 2000; 2004; Grafton *et al.* 2006) zeigen inzwischen, dass Schutzgebiete die Erträge der Fischerei verbessern. In einem

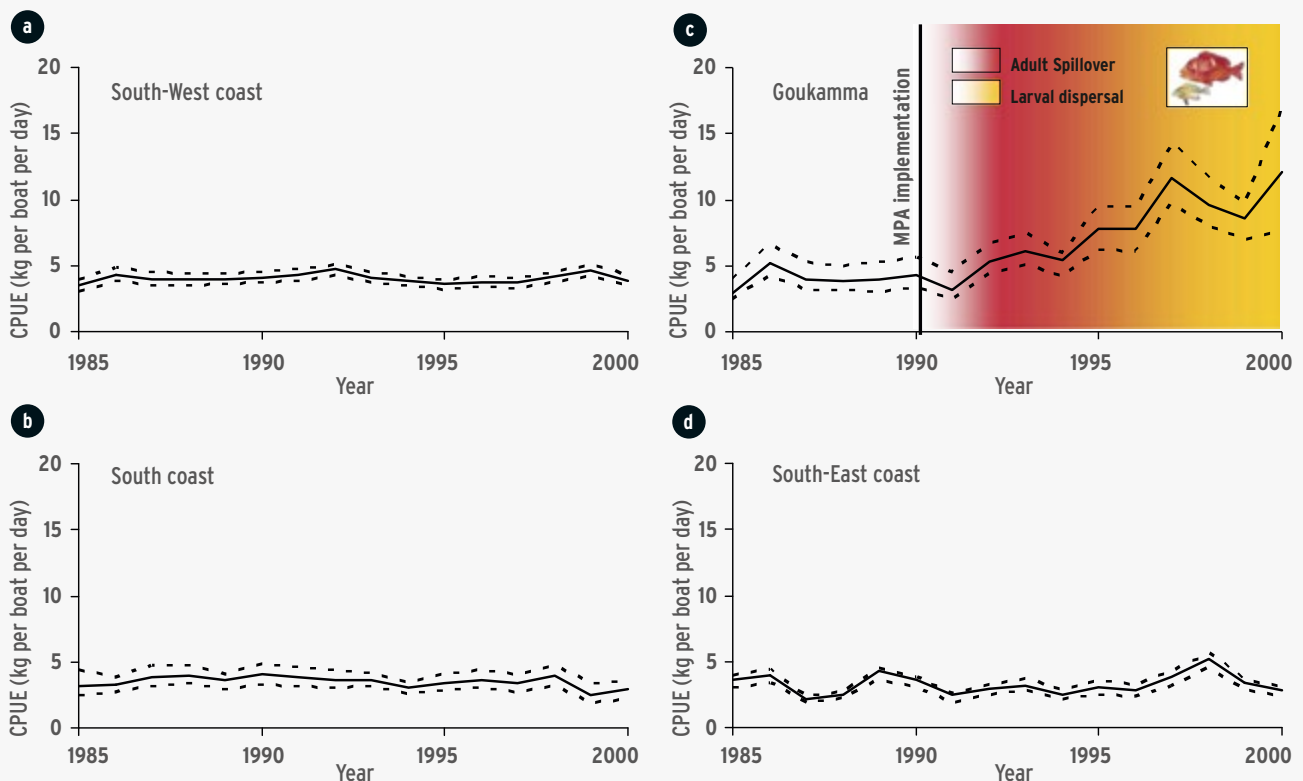


Abb. 6:

Unterschiede im CPUE (catch-per-unit-effort) zwischen vier Meeresgebieten im Zeitraum 1985-2000. Dargestellt sind der standardisierte CPUE (durchgezogene Linien) mit 95% Vertrauensbereichsgrenzen (gestrichelte Linien). (a, b, d) In den ungeschützten Meeresgebieten der Süd-West Küste, Süd Küste und Süd-Ost Küste ist kein Trend im CPUE erkennbar. Ansteigender CPUE im Meeresgebiet Goukamma nach der Unterschutzstellung im Jahr 1990. Die verschiedenen Phasen, die dem „Spillover“ von adulten Fischen und der Verbreitung von Larven zugeordnet werden, sind jeweils durch rote bzw. gelbe Schattierung dargestellt.

Nachdruck mit Genehmigung von Macmillan Publishers Ltd: Nature Communications DOI: 10.1038/ncomms3347 1 ( Kerwath et al.), copyright (2013).

kürzlich veröffentlichten Artikel zeigen Kerwath *et al.* (2013) anhand von räumlich bezogenen Fang- und Aufwandsdaten einer Zeitserie von 15 Jahren, dass Fischereien an der Grenze zu Meeresschutzgebieten sich rasch erholen können. So führte die Etablierung des südafrikanischen Goukemma - Meeresschutzgebietes (18 km parallel zur Küste; Größe 40 km<sup>2</sup>) dazu, dass die angrenzende Fischerei auf eine südafrikanische endemische Meerbrasse (Römer, *Chrysoblephus laticeps*), steigende Fänge verzeichnen konnte. Das Meeresschutzgebiet wurde 1990 in Kraft gesetzt und verbietet jegliche Fischerei vom Schiff aus. Die Fangmenge je Aufwandseinheit (catch-per-unit-effort, CPUE) der Römer-Meerbrassenfischerei in der Nähe des Schutzgebietes erhöhte sich unmittelbar nach der Umsetzung der fischereilichen Maßnahmen, während die Fänge in anderen Meeresgebieten stagnierten. Nach 5 Jahren intensivierte sich der Anstieg des CPUEs, was nach Kerwath *et al.* (2013) auf den zeitverzögert einsetzenden Larventransport aus dem Schutzgebiet zurückzuführen ist (Abb. 6). Der CPUE in der Römer-Meerbrassenfischerei verdoppelte sich damit innerhalb von 10 Jahren seit Einrichtung des Schutzgebietes.

**Schutzgebiete bringen eine Reihe von ökonomischen Vorteilen für die Fischerei**, die wie folgt zusammengefasst werden können:

1. Schutzgebiete führen zu größeren Fischen und besseren Überlebensbedingungen für Larven und Juvenile. Beides verbessert und stabilisiert die Rekrutierung und die Produktivität der Bestände. Bessere und stabilere Rekrutierung heißt weniger „schlechte“ Jahre, in denen die Fänge reduziert werden müssen und mehr Produktivität erlaubt höhere Fänge.
2. Wegen besserer und stabilerer Rekrutierung erfolgt die Erholung von überfischten Beständen schneller. Da die erlaubten Fänge eine Funktion der Bestandsgröße sind, steigen

also auch die erlaubten Fänge außerhalb des Schutzgebietes schneller als ohne Schutzgebiet.

3. Größere Fische erzielen bei den meisten Arten höhere Preise pro Gewichtseinheit. Außerdem können solche Fische oft als besseres und höherwertiges Produkt vermarktet werden, also als Frisch- oder Räucherware anstatt als Frostware oder Fischmehl.
4. Bessere Altersstruktur der Bestände bedeutet mehr genetische Vielfalt und höhere Widerstandsfähigkeit zum Beispiel gegen extreme Klimaereignisse, die mit dem menschlich verursachten Klimawandel zunehmen werden. Mehr Widerstandsfähigkeit bedeutet weniger Jahre, in denen durch staatliche Regulation die Fänge reduziert werden müssen.
5. Fische aus anerkannt gesunden und gut bewirtschafteten Beständen können Ökosiegel erhalten und höhere Preise erzielen.
6. Fischereiliche Ausschlussgebiete (‘no-take-areas’) sind Referenzgebiete für die Fischereiforschung, wo wesentliche Parameter des Managements (natürliche Sterblichkeit, Körperwachstum, Populationswachstum) überprüft und genauer bestimmt werden können. Dies reduziert die Unsicherheit in den Bestandsabschätzungen, verringert das Risiko von Überfischung und führt zu stabileren Fängen.

Um eine ertragreiche Fischerei ohne Mehrkosten auch außerhalb von Schutzgebieten zu ermöglichen, müssen mittelfristig die kommerziellen Fischbestände durch ein effektives Management zu einer entsprechenden Größe aufgebaut werden. Hierbei spielt bezüglich der deutschen AWZ die **Umsetzung der reformierten Gemeinsamen Fischereipolitik Europas (GFP) und der Maßnahmen zum Erreichen der Ziele der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)** eine entscheidende Rolle. Es lassen sich hieraus folgende Notwendigkeiten ableiten:

1. Die fischereiliche Sterblichkeit (also die Fangmenge relativ zur Bestandsgröße) muss so weit gesenkt werden, dass sich die Bestände zu der Größe erholen können, die den maximalen nachhaltigen Ertrag (Maximum Sustainable Yield, MSY) produzieren kann.
2. Eine gesunde Altersstruktur im Sinne der MSRL muss wieder hergestellt werden. Dazu muss durch geeignete Maßnahmen die mittlere Größe im Fang so angehoben werden, dass Fische vor dem Fang sich fortpflanzen können und insgesamt eine möglichst geringe Anzahl von Fischen für die erlaubte Fangmenge getötet werden muss. Diese optimale Fanggröße, bei der die Biomasse eines Jahrgangs sein Maximum erreicht hat, ist eine Funktion von Körperwachstum und natürlicher Sterblichkeit. Sie lässt sich leicht für alle kommerziellen Bestände berechnen und liegt z.B. beim Dorsch der Ostsee bei etwa 80 cm, also deutlich über dem augenblicklichen Mindestmaß von 38 cm Gesamtlänge.
3. Die vom ICES vorgegebenen Richtwerte für die fischereiliche Sterblichkeit, die den maximalen nachhaltigen Ertrag (MSY) ermöglichen sollen, müssen überprüft werden. Für viele Bestände sind diese Richtwerte gegenwärtig zu hoch, da sie auf dem Fang von zu kleinen, juvenilen Fischen beruhen (siehe Punkt 2).
4. Da der maximale nachhaltige Ertrag (MSY) nur mit Unsicherheit bestimmt werden kann, verlangt der Vorsorgeansatz, dass der Zielwert der fischereilichen Sterblichkeit unterhalb des MSY-Niveaus angesetzt wird. Gegenwärtig sollen Fangmengen direkt nach dem MSY-Niveau bestimmt werden, womit die Gefahr der Überfischung erhöht würde.
5. Neue Studien zeigen, dass z.B. die Erholung des Dorschbestandes in der östlichen Ostsee durch Mangel an Nahrung (Hering, Sprotte) gefährdet ist (Eero *et al.* 2012). Es ist Konsens in der Fischereiwissenschaft (z.B. Walters &

Martell 2004), dass solche Fischarten niedriger trophischer Stufen weniger intensiv befischt werden sollten. Neue Studien (Froese *et al.* 2011; Pikitch *et al.* 2012) schlagen 50-75 % des MSY-Niveaus für diese Arten vor.

Die Umsetzung dieser Punkte sollte in 3-5 Jahren eine Erholung der meisten Fischbestände auf MSY-Größe erlauben. Dabei würde sich bei den meisten Arten die Bestandsgröße mehr als verdoppeln. Entsprechend würden auch die erlaubten Fänge im Durchschnitt um etwa 63 % für die Arten im Nordostatlantik ansteigen (Froese *et al.* 2011). Weisen Fischbestände MSY-Größe auf, hat dies den positiven Effekt, dass die Fischer weniger weit fahren müssen, weniger lange suchen müssen und bei gleicher Einsatzdauer des Fanggerätes mehr Fische fangen, also sich insgesamt der Treibstoff- und sonstige Kostenaufwand deutlich verringert. Höhere Fänge und geringere Fangkosten führen zu höheren Gewinnen: So liegen beispielsweise in Neuseeland, das seine Fischerei mit entsprechenden Maßnahmen erfolgreich reformiert hat (z.B. Helson *et al.* 2010), die Gewinnspannen der Fischer bei 40 %, während sie in Europa bei etwa 4 % liegen (Froese 2011). In einer solchen Situation könnten die Fischer ihre Fänge außerhalb der Natura 2000-Gebiete erzielen. Sie profitieren dann von der Funktion der Schutzgebiete als Rückzugsgebiete für große Fische und Kinderstube für juvenile Fische. Die Jahr-zu-Jahr Bestandsentwicklung wird stabiler und leichter vorhersagbar. Die Bestände werden widerstandsfähiger gegen die zu erwartenden Auswirkungen des Klimawandels wie die Erwärmung und Versauerung des Meeres, die Verschiebung von Abundanzen bei den Beuteorganismen und die Einwanderung subtropischer Arten.

# 5.

## Bestehende Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ in der Nord- und Ostsee: Natura 2000 - Gebiete

Auf europäischer Ebene bezeichnet Natura 2000 ein kohärentes Netzwerk von marinen und terrestrischen Schutzgebieten. Die Grundlage für dieses Schutzgebietsnetzwerk sind die Vogelschutzrichtlinie 79/409/EWG (VRL) und Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG (FFH-RL). **Ziel des Natura**

**2000 - Schutzgebietsnetzwerkes ist ein länderübergreifender Schutz gefährdeter wildlebender heimischer Arten und ihrer natürlichen Lebensräume.**

Auf der Grundlage umfangreicher Forschungsprojekte hat Deutschland 2004 zehn Natura

### Nordsee

#### FFH-Gebiete

- 1 Doggerbank
- 2 Sylter Außenriff
- 3 Borkum-Riffgrund

#### EU-Vogelschutzgebiet

- 4 Östliche Deutsche Bucht

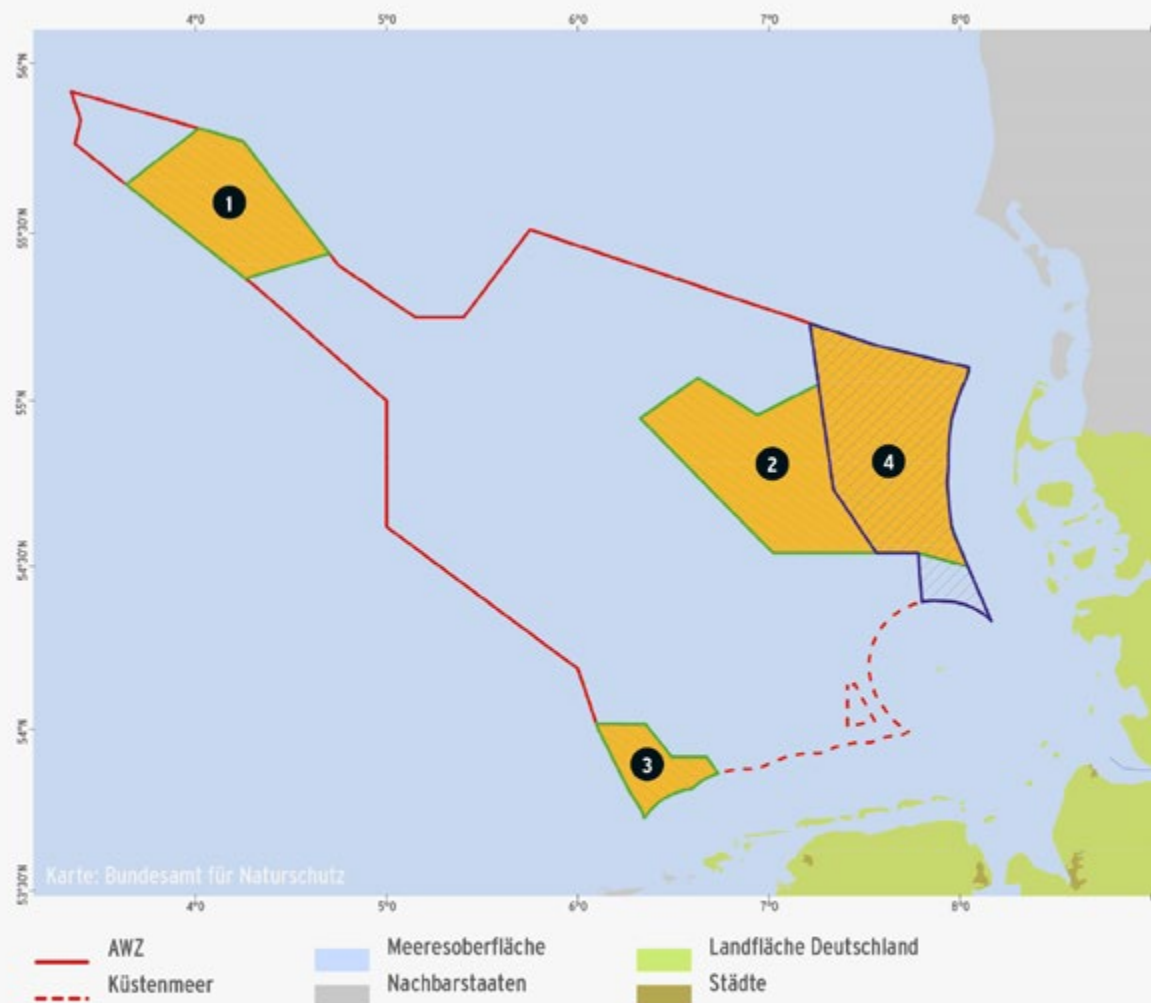


Abb. 7:  
Natura 2000 - Gebiete in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee

2000-Gebiete in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ, 12-200 sm) von Nord- und Ostsee an die EU-Kommission gemeldet (Abb. 7). Mit der Ausweisung und Anerkennung der zehn Natura 2000-Gebiete umfasst das deutsche Netzwerk mariner Natura 2000-Gebiete etwa 31 %

(10.377 km<sup>2</sup>) der deutschen AWZ und etwa 45 % unter Einbeziehung der Schutzgebiete in den Küstenzonen der deutschen Meeresflächen (15.266 km<sup>2</sup>) (Krause *et al.* 2011).



Tabelle 1:

Natura 2000 - Gebiete in der deutschen AWZ der Nord - und Ostsee mit ihren Hauptausweisungsgründen.

Angaben aus Krause *et al.* 2011.

Gebietsname	Gebietsgröße	Gebietsstatus	Hauptausweisungsgründe
<b>Nordsee</b>			
Doggerbank	1.699 km <sup>2</sup>	SCI	Sandbänke
Sylter Außenriff	5.314 km <sup>2</sup>	SCI	Schweinswale, Sandbänke, Riffe
Borkum-Riffgrund	625 km <sup>2</sup>	SCI	Sandbänke, Riffe
Östliche Deutsche Bucht	3.135 km <sup>2</sup>	SPA	Seetaucherarten, Rastvögel
<b>Ostsee</b>			
Fehmarnbelt	280 km <sup>2</sup>	SCI	Schweinswale, Sandbänke, Riffe
Kadetrinne	100 km <sup>2</sup>	SCI	Riffe
Adlergrund	234 km <sup>2</sup>	SCI	Sandbänke, Riffe
Westliche Rønnebank	86 km <sup>2</sup>	SCI	Riffe
Pommersche Bucht mit Oderbank	1.101 km <sup>2</sup>	SCI	Schweinswale, Sandbänke
Pommersche Bucht	2.004 km <sup>2</sup>	SPA	Seetaucherarten, Rastvögel

\* SPA: Special protected areas, SCI: Sites of Community Importance

\*\* Arten und Lebensraumtypen gem. FFH- und VRL

## 5.1. Erarbeitung von Managementmaßnahmen in den Natura 2000 - Gebieten in der deutschen AWZ

Nach der Ausweisung von 10 Natura 2000-Gebieten in der AWZ der Nord- und Ostsee ist Deutschland aufgefordert, so schnell wie möglich Managementpläne für alle anthropogenen Einflüsse, die sich negativ auf den Erhaltungszustand von Arten und Lebensräumen auswirken, zu erarbeiten. Gemäß Art. 6 (1) der FFH-RL müssen für die Gebiete Managementpläne erarbeitet werden, die die Bewahrung bzw. die Wiederherstellung des günstigen Erhaltungszustands der natürlichen Lebensräume und wildlebender Arten von gemeinschaftlichem Interesse gewährleisten. In einem ersten Schritt zur Entwicklung der nötigen Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen in den Natura 2000-Gebieten der deutschen AWZ wurden anhand der Verbreitung der Schutzgüter (geschützte Lebensräume und assoziierte Arten, siehe Tabelle 1) und der Aufwandsverteilung der Fischerei in den Natura 2000-Gebieten die Hauptkonfliktfelder zwischen den Fischereiaktivitäten

und den Schutzziele identifiziert (EMPAS-Projekt: ICES 2008a, b; Pusch & Pedersen 2010).

### Resultierend aus dem Arbeitsprozess des dreijährigen EMPAS-Projekts wurden drei Hauptkonfliktfelder identifiziert:

1. Die Auswirkungen von grundberührenden Fanggeräten auf die benthischen Lebensraumtypen „Sandbänke“ und „Riffe“ und ihre typischen Arten in der Nordsee.
2. Der Beifang von Seevögeln in passiven Fanggeräten, insbesondere in grundgestellten Kiemen- und Verwickelnetzen in der Ostsee.
3. Der Beifang von Schweinswalen in passiven Fanggeräten, hauptsächlich in Kiemen- und Verwickelnetzen in der Nord- und Ostsee.

Die Lebensraumtypen (Anhang I) und nach Anhang II geschützten Arten sind die Schutzgüter, die von der Einrichtung der Natura 2000-Gebiete profitieren sollen. Dazu müssen die oben genannten Fanggeräte in Natura 2000-Gebieten ausgeschlossen oder so verändert werden, dass negative Auswirkungen auf die Schutzgüter verhindert



Tabelle 2:

Räumliche Ausdehnung der Natura 2000 - Gebiete (aufgelistet sind hier nur die FFH-Gebiete, nicht die Vogelschutzgebiete) und der jeweiligen FFH-Lebensraumtypen in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee.

Gebietsname	Gebietsgröße	Sandbank	Riff
<b>Nordsee</b>			
Doggerbank	1.699 km <sup>2</sup>	1.624 km <sup>2</sup>	
Sylter Außenriff	5.314 km <sup>2</sup>	87 km <sup>2</sup>	153 km <sup>2</sup>
Borkum-Riffgrund	625 km <sup>2</sup>	625 km <sup>2</sup>	23 km <sup>2</sup>
<b>Ostsee</b>			
Fehmarnbelt	280 km <sup>2</sup>	4 km <sup>2</sup>	57 km <sup>2</sup>
Kadetrinne	100 km <sup>2</sup>	-	23 km <sup>2</sup>
Adlergrund	234 km <sup>2</sup>	87 km <sup>2</sup>	110 km <sup>2</sup>
Westliche Rønnebank	86 km <sup>2</sup>	-	65 km <sup>2</sup>
Pommersche Bucht mit Oderbank	1.101 km <sup>2</sup>	480 km <sup>2</sup>	-

werden. Ausgehend von den oben genannten Hauptkonflikten wurden in Zusammenarbeit vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) und von Thünen Institut für See- und Ostseefischerei Maßnahmen-vorschläge für das Fischereimanagement in den Natura 2000-Gebieten erarbeitet (Sell *et al.* 2011). Die Maßnahmenvorschläge des BfN sehen hierbei umfangreiche zeitliche und räumliche Schließungen für mobile grundberührende und passive Fanggeräte (Kiemen- und Verwickelnetze) vor (Zusammenfassung der Maßnahmen Nord- und Ostsee siehe Anhang).

Die positiven Effekte von Schutzgebieten nehmen proportional mit der Fläche zu. Die Größen der deutschen Natura 2000-Gebiete in der Nordsee variieren zwischen etwa 600 km<sup>2</sup> bis über 5000 km<sup>2</sup>, wobei in einigen Fällen die zu schützenden FFH-Lebensraumtypen (LRT) nur einen relativ kleinen Anteil der Gesamtfläche ausmachen (z.B. Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff: Anteil der Sandbänke an der Gesamtfläche 1,6 %, Anteil der Riffe 2,9 %, siehe Tabelle 2). In der deutschen AWZ der Ostsee sind die Natura 2000-Gebiete,

wo die LRT Sandbänke und Riffe vorkommen, mit einer Gesamtgröße von 86 km<sup>2</sup> bis 1.101 km<sup>2</sup> (siehe Tabelle 2) deutlich kleiner als in der Nordsee. **Die Maßnahmen in den Natura 2000 - Gebieten** sollten sich daher nach Möglichkeit **auf die Gesamtfläche erstrecken** und nicht nur auf die kleineren Teilbereiche mit Vorkommen der FFH-Lebensraumtypen beschränkt bleiben. Auch die Maßnahmen zum Schutz der Seevögel und Schweinswale sollten im gesamten Natura 2000-Gebiet gelten, wo diese Arten vorkommen. Dies würde die **ökologische Effizienz der Natura 2000 - Gebiete steigern und vereinfacht darüber hinaus die Kontrolle der jeweiligen Maßnahmen.**

# 6.

## Fazit und Ausblick

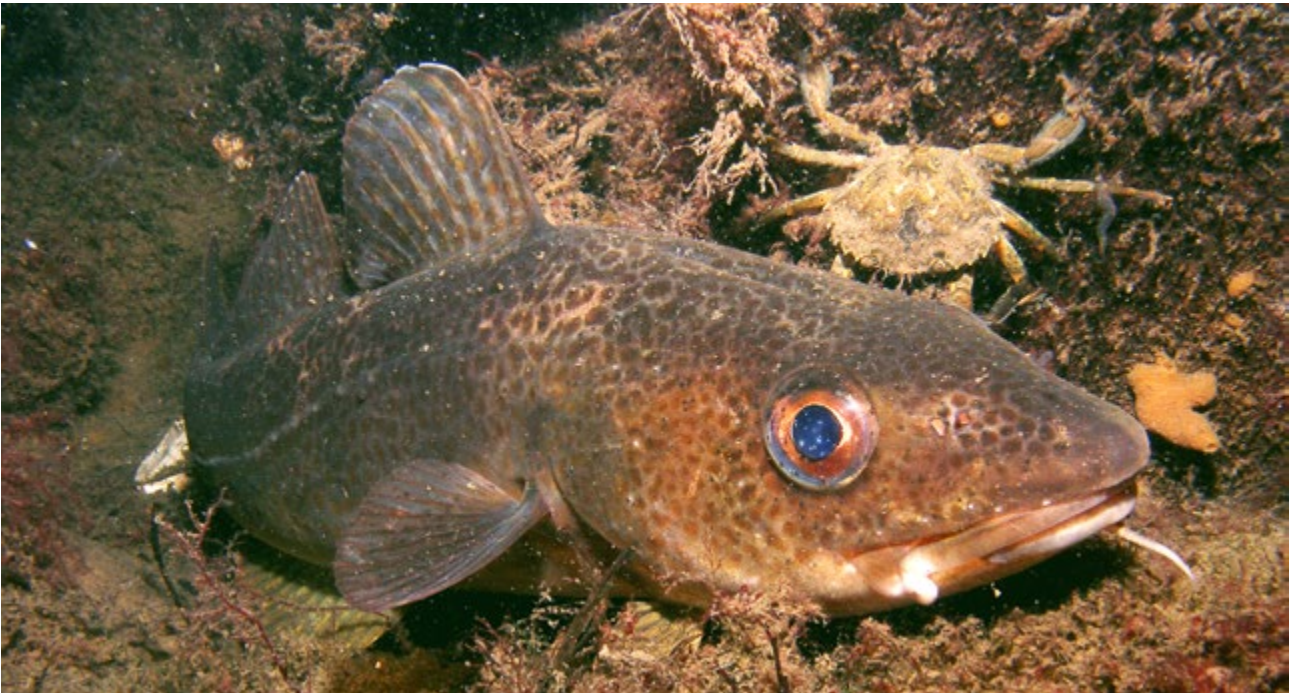


Abb. 8:  
Dorsch (*Gadus morhua*), Foto: Sven Gust

Der vielfältige Nutzen von marinen Schutzgebieten ist umfangreich dokumentiert und von grundlegender Bedeutung bei der erfolgreichen Umsetzung der weltweiten und europäischen Ziele im Meeresschutz (u.a. Angulo-Valdés & Hatcher 2010; Fenberg *et al.* 2012). Dennoch resultiert ein **ökologischer Nutzen aus marinen Schutzgebieten nur bei einem effizient umgesetzten Management in den Gebieten, d.h. vor allem durch den Ausschluss von bestimmten schädigenden Fischereien** (Ainsworth *et al.* 2012). Ungeachtet der unterschiedlichen Datenqualität zeigen Untersuchungen von marinen Schutzgebieten in tropischen und gemäßigten Breiten, dass Biomasse, Abundanz, Diversität und Individuenzahl bei der entsprechenden Umsetzung von Managementmaßnahmen einen positiven Trend aufweisen (Roberts *et al.* 2001; Halpern 2003; Stewart *et al.* 2008). Diese Effekte stellen sich bereits innerhalb

relativ kurzer Zeiträume (1-3 Jahre) ein. Allerdings ist es bei der Betrachtung des zeitlichen Verlaufes der Wirksamkeit von Schutzgebieten wichtig, den individuellen Lebenszyklus der zu schützenden Organismen zu berücksichtigen (Halpern & Warner 2002; Murawski *et al.* 2004). So ist bei Fischbeständen (z.B. Kabeljau) eine langsamere Erholung zu beobachten als bei benthischen Organismen (Murawski *et al.* 2000). Darüber hinaus hängt die Entwicklung einer Art ebenfalls wesentlich von der Intensität ihrer Nutzung vor der Schließung ab. Zuvor durch die Fischerei stark betroffene Arten erholen sich nach der Schließung eines Gebietes entsprechend schneller als Arten, die nicht oder geringer im Fokus der Fischerei standen (Halpern & Warner 2002).

Bezüglich der bestehenden Meeresschutzgebiete

in der deutschen AWZ **kann in den entsprechenden Natura 2000 - Gebieten mit einer erheblichen Erholung der benthischen Lebensgemeinschaften (räumlicher / temporärer Ausschluss der mobilen grundberührenden Fanggeräte) und einer erheblichen Reduktion der Beifänge von marinen Säugetieren und Seevögeln (räumlicher/temporärer Ausschluss von Kiemen- und Verwickelnetzen) gerechnet werden, wenn die Maßnahmen wie vorgeschlagen umgesetzt werden.** Inwieweit diese Maßnahmen, die nur einen Teil der Fischereien betreffen, auch positive Effekte auf die kommerziellen Fischbestände und damit auf die ökonomische Situation der Fischer haben würden, kann nach dem bisherigen Stand des Wissens nicht abschließend beurteilt werden. Bisherige Studien in gemäßigten und tropischen Breiten zumeist in und um **`no-take areas´** zeigen **positive Effekte wie beispielweise Stabilisierung und Verbesserung der Rekrutierung und Produktivität der Bestände, Überlaufeffekt von juvenilen und adulten Fischen (spillover) sowie erhöhte Produktion und Verbreitung von Larven kommerzieller Arten.** Somit sollten auch in den Natura 2000-Gebieten die vorgeschlagenen **`no-take areas´** unbedingt umgesetzt werden, da diese sowohl für die Schutzgüter als auch für die kommerziellen Fischbestände und die davon profitierenden Fischereien positive Effekte erwarten lassen.

Neben der Einrichtung von marinen Schutzgebieten unter Verringerung des Fischereidruckes muss eine weitere Reduktion der negativen Einflüsse der Fischerei auch außerhalb von Schutzgebieten angestrebt werden (Linnane *et al.* 2000). In Bezug auf die weitere Entwicklung der kommerziellen Bestände ist insbesondere in Europa darüber hinaus die **Umsetzung eines am Ökosystemansatz orientierten Fischereimanagements unerlässlich** (Pikitch *et al.* 2004; Froese & Proelss 2010; Fenberg *et al.* 2012). Hier können **etablierte Ökosystemmodelle wie z.B. Ecosim** (EwE, Christensen & Pauly 1992; Walters *et al.* 1997; Christensen *et al.* 2000; Pauly *et al.* 2000; Walters *et al.* 2000) zur Anwendung kommen.

Diese erlauben die Beantwortung von Fragen wie z.B.:

Welche Bewirtschaftungsregelung für alle Bestände in einem Ökosystem bewirkt

- a. den insgesamt höchsten Fang, oder
- b. den höchsten Gewinn oder
- c. die höchste Widerstandsfähigkeit des Ökosystems?

Die Modelle lassen auch eine räumliche Beurteilung darüber zu, welche Auswirkung die Schließung eines bestimmten Gebietes für die Fischerei, auf die Entwicklung der Zielarten und auf das Ökosystem hat. Die **Qualität der Vorhersagen hängt dabei stark von der Qualität der Datenbasis dieser Modelle ab.**

Bisherige Studien zur Wirksamkeit von Schutzgebieten zeigen große Unterschiede bezüglich der Qualität ihrer Daten (Halpern 2003). Um die Qualität der in marinen Schutzgebieten erhobenen Daten in Zukunft zu verbessern, sind einheitliche Datenerhebungen vor und nach der Etablierung des Schutzgebietes dringend erforderlich sowie wiederholte Probennahmen (replicate sampling) und die Integration von repräsentativen Arten für das jeweilige Gebiet notwendig.

# Referenzen

- Afonso, A.S., Hazin, F.H.V., Carvalho, F., Pacheco, J.C., Hazin, H., Kerstetter, D.W., Murie, D. & Burgess, G.H. (2011). Fishing gear modifications to reduce elasmobranch mortality in pelagic and bottom longline fisheries off Northeast Brazil. *Fish Res* 108(2–3): 336–343.
- Ainsworth, C., Morzaria-Luna, H., Kaplan, I., Levin, P., Fulton, E., Cudney-Bueno, R., Turk-Boyer, P., Torre, J., Danemann, G. & Pfister, T. (2012). Effective ecosystem-based management must encourage regulatory compliance: A Gulf of California case study. *Mar. Policy* 36: 1275-1283.
- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawski, S.A. & Pope, J.G. (1994). A global assessment of fisheries bycatch and discards: FAO fisheries technical paper. No. 339, 0429-9345: 233 p.
- Angulo-Valdés, J.A. & Hatcher, B.G. (2010). A new typology of benefits derived from marine protected areas. *Mar. Policy* 34 (3): 635-644.
- Anonymous (2007a). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen: 68 p.
- Anonymous (2005). Verluste von See- und Wasservögeln durch die Fischerei unter besonderer Berücksichtigung der international bedeutsamen Rast-, Mauser- und Überwinterungsgebiete in den Küstengewässern Mecklenburg- Vorpommerns. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern.: I.L.N. Greifswald und IfaÖ.
- Arntz, W.E. & Laudien, J. (2010). Meeresschutzgebiete aus ökologischer Sicht. *Information aus der Fischereiforschung* 57: 29-48.
- Beattie, A., Sumaila, U.R., Christensen, V. & Pauly, D. (2002). A model for the bioeconomic evaluation of marine protected area size and placement in the North Sea. *Natural Resource Modeling* 15 (4): 413-437.
- Bellebaum, J. (2011). Untersuchungen und Bewertungen des Beifangs von Seevögeln durch die passive Meeresfischerei in der Ostsee, FKZ 350785090 Abschlussbericht, November 2009: 79 p.: Bundesamt für Naturschutz, Fachgebiet II 5.2. Meeres- und Küstennaturschutz.
- Bellebaum, J., Schirmeister, B., Sonntag, N. & Garthe, S. (2013). Decreasing but still high: bycatch of seabirds in gillnet fisheries along the German Baltic coast. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 23: 210–221. doi: 10.1002/aqc.2285
- Benoît, H.P., Hurlbut, T., Chassé, J. (2010). Assessing the factors influencing discard mortality of demersal fishes using a semi-quantitative indicator of survival potential. *Fish Res* 106(3):436–447
- Berggren, P., Wade, P. R., Carlström, J., & Read, A. J. (2002). Potential limits to anthropogenic mortality for harbour porpoises in the Baltic region. *Biological conservation*, 103(3), 313-322.
- Burkhard, B., Opitz, S., Lenhart, H., Ahrendt, K., Garthe, S., Mendel, B. & Windhorst, W. (2011). Ecosystem based modeling and indication of ecological integrity in the German North Sea – Case study offshore wind parks. *Ecol. Ind* 11 (1), p.168-174.
- Bell, J.D. (1983). Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *J. Appl. Ecol.* 20: 357-369.

- Blyth-Skyrme, R.E., Kaiser, M.J., Hiddink, J.G., Edwards-Jones, G. & Hart, P.J.B. (2006). Conservation benefits of temperate marine protected areas: Variation among fish species. *Conserv. Biol.* 20 (3): 811-820.
- Catchpole, T.L., Frid, C.L.J., Gray, T.S. (2006). Resolving the discard problem-a case study of the English Nephrops fishery. *Mar Policy* 30(6):821-831.
- Christensen, V. (1995). A model of trophic interactions in the North Sea in 1981, the year of the stomach. *Dana* 11 (1): 1-28.
- Christensen, V. & Pauly, D. (1992). Ecopath II — a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol. Model.* 61 (3): 169-185.
- Christensen, V., Walters, C. & Pauly, D. (2000). *Ecopath and Ecosim: A user's guide*, October 2000 Edition. Fisheries Centre, University of British Columbia Vancouver, Canada and ICLARM, Penang, Malaysia. 130 pp.
- Claudet, J., Osenberg, C., Domenici, P., Badalamenti, F., Milazzo, M., Falcón, J., Bertocci, I., Benedetti-Cecchi, L., García-Charton, J. & Goñi, R. (2010). Marine reserves: fish life history and ecological traits matter. *Ecol. Appl.* 20 (3): 830-839.
- Côté, I.M., Mosqueira, I. & Reynolds, J.D. (2001). Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *J. Fish Biol.* 59: 178-189.
- Cullis-Suzuki, S. & Pauly, D. (2008). Preliminary estimates of national and global costs of marine protected areas. In: Alder, J. & Pauly, D. (Eds.) *Fisheries Centre Research Reports*, 16: 85-90.
- Dayton, P.K., Thrush, S.F., Agardy, M.T. & Hoffman, R.J. (1995). Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 5 (3): 205-232.
- Edgar, G.J., Stuart-Smith, R.D., Willis, T.J., Kininmonth, S., Baker, S.C., Banks, S., Barrett, N.S., Begerro, M.A., Bernard, A.T.F., Berkhout, J., Buxton, C.D., Campbell, S.J., Cooper, A.T., Davey, M., Edgar, S.C., Försterra, G., Galván, D.E., Irigoyen, A.J., Kushner, D.J., Moura, R., Parnell, P.E., Shears, N.T., Soler, G., Strain, E.M.A. & Thomson, R.J. (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature advance online publication*. doi:10.1038/nature13022
- Eero, M., Vinther, M., Haslob, H., Huwer, B., Casini, M., Storr-Paulsen, M. & Köster, F.W. (2012). Spatial management of marine resources can enhance the recovery of predators and avoid local depletion of forage fish. *Conservation Letters* DOI: 10.1111/j.1755-263X.2012.00266.x.
- EU-KOM (2009). *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlament und des Rates vom 30. Nov. 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten*: 19 p.
- EU-KOM (2014). *Communication from the Commission to the European Parliament and the council. Concerning a consultation on Fishing Opportunities for 2015 under the Common Fisheries Policy*
- FAO (2014). *The state of world fisheries and aquaculture, Rome 2014: Food and Agriculture Organization of the United Nations, Fisheries and Aquaculture Department*.

- Fenberg, P.B., Caselle, J.E., Claudet, J., Clemence, M., Gaines, S.D., Antonio García-Charton, J., Gonçalves, E.J., Grorud-Colvert, K., Guidetti, P. & Jenkins, S.R. (2012). The science of European marine reserves: Status, efficacy, and future needs. *Mar. Policy* 36 (5): 1012-1021.
- Fisher, J.A.D. & Frank, K.T. (2002). Changes in finfish community structure associated with an offshore fishery closed area on the Scotian Shelf. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 240: 249-265.
- Forcada, A., Valle, C., Bonhomme, P., Criquet, G., Cadiou, G., Lenfant, P. & Sanchez-Lizaso, J.L. (2009). Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 379: 197-211.
- Fouzai, N., Coll, M., Palomera, I., Santojanni, A., Arneri, E. & Christensen, V. (2012). Fishing management scenarios to rebuild exploited resources and ecosystems of the Northern-Central Adriatic (Mediterranean Sea). *Journal of Marine Systems* 102-104: 39-51.
- Froese, R. (2011). Fishery reform slips through the net. *Nature* 475: 7 p.
- Froese, R., Branch, T.A., Proeß, A., Quaas, M., Sainsbury, K. & Zimmermann, C. (2011). Generic harvest control rules for European fisheries. *Fish Fish.*: 1-12.
- Froese, R. & Proelss, A. (2010). Rebuilding fish stocks no later than 2015: will Europe meet the deadline? *Fish Fish.* 11 (2): 194-202.
- Froese, R. & Quaas, M. (2011). Three options for rebuilding the cod stock in the eastern Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 434: 197-200.
- Froese, R. & Quaas, M. (2012). Mismanagement of the North Sea cod by the Council of the European Union. *Ocean & Coastal Management*.
- Froese, R., Zeller, D., Kleisner, K. & Pauly, D. (2012). What catch data can tell us about the status of global fisheries. *Mar. Biol.*: 1-10.
- Furness, R.W. (2003). Impacts of fisheries on seabird communities. *Sci. Mar.* 67 (2): 33-45.
- GBRMPA (2009). Economic Contribution of the Great Barrier Reef Marine Park, 2006-07: 67 p.: Australian Government - Great Barrier Reef Marine Park Authority.
- Gell, F.R. & Roberts, C.M. (2003a). Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends Ecol. Evol.* 18 (9): 448-455.
- Gell, F.R. & Roberts, C.M. (2003b). The fishery effects of marine reserves and fishery closures. Internet edition. WWF: Washington DC, USA: 89 p.
- Gillespie, D., Berggren, P., Brown, S., Kuklik, I. & others (2005). Relative abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from acoustic and visual surveys of the Baltic Sea and adjacent waters during 2001 and 2002. *J. Cetacean Res. Manag.* 7: 51-57
- Grafton, R.Q., Akter, S. & Kompas, T. (2011). A Policy-enabling framework for the ex-ante evaluation of marine protected areas. *Ocean & Coastal Management* 54: 478-487.
- Grafton, R.Q., Kompas, T. & Van Ha, P. (2006). The Economic Payoffs from Marine Reserves: Resource Rents in a Stochastic Environment\*. *Economic Record* 82 (259): 469-480.

- Groenewold, S. (1999). The effects of beam trawl fisheries on the food consumption of scavenging epibenthic invertebrates and demersal fish in the southern North Sea, University Hamburg, 146 p.
- Hall, M.A., Alverson, D.L. & Metuzals, K.I. (2000). By-Catch: problems and solutions. *Mar. Pollut. Bull.* 41 (1-6): 204-219.
- Halpern, B.S. (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. Appl.* 13 (1): 117-137.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R. & Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319 (5865): 948-952.
- Halpern, B.S. & Warner, R.R. (2002). Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecol. Lett.* 5 (3): 361-366.
- Hansson, S., Hjerne, O., Harvey, C., Kitchell, J.F., Cox, S.P. & Essington, T.E. (2007). Managing Baltic Sea Fisheries under Contrasting Production and Predation Regimes: Ecosystem Model Analyses. *Ambio* 36(2), p. 265-271.
- Harmelin, J.G., Bachet, F. & Garcia, F. (1995). Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 16 (3): 233-250.
- Harrison, H.B., Williamson, D.H., Evans, R.D., Almany, G.R., Thorrold, S.R., Russ, G.R., Feldheim, K.A., van Herwerden, L., Planes, S. & Srinivasan, M. (2012). Larval export from marine reserves and the recruitment benefit for fish and fisheries.
- Harvey, C.J., Cox, S.P., Essington, T.E., Hansson, S. & Kitchell, J.F. (2003). An ecosystem model of food web and fisheries interactions in the Baltic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 60, p. 939-950.
- Helson, J., Leslie, S., Clement, G., Wells, R. & Wood, R. (2010). Private rights, public benefits: Industry-driven seabed protection 34 (3): 557-566.
- Herr, H. (2009). Vorkommen von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in Nord- und Ostsee – im Konflikt mit Schifffahrt und Fischerei? Ph.D. thesis, Universität Hamburg 118 p.
- Heymans, J.J., Mackinson, S., Sumaila, U.R., Dyck, A. & Little, A. (2011). The impact of subsidies on the ecological sustainability and future profits from North Sea fisheries. *Plos One* 6 (5): e20239.
- Hoagland, P., Kaoru, Y. & Broadus, J.M. (1995). A methodological review of net benefit evaluation for marine reserves. Environment Dept., World Bank. 69 p.
- Horwood, J., O'Brien, C. & Darby, C. (2006). North Sea cod recovery? *ICES J. Mar. Sci.* 63 (6): 961-968.
- ICES (2008a). The management of Natura 2000 sites in the German EEZ: summary and advice derived from the results of the EMPAS project: 16 p.: International Council for the Exploration of the Sea.
- ICES (2008b). Report of the workshop on fisheries management in marine protected areas (WKF-MMPA): ICES Council Meeting documents: 157 p. Copenhagen.



- ICES (2009). Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, Advisory Committee on the Marine Environment and Advisory Committee on Ecosystems 2009: Book 6. North Sea: 240 S. Copenhagen: ICES.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J. & Estes, J.A. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293 (5530): 629-637.
- Jacquet, J. (2009). Silent water: a brief examination of the marine fisheries crisis. *Environ. Dev. Sustainability* 11 (2): 255-263.
- Jones, J.B. (1992). Environmental impact of trawling on the seabed: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 26 (1): 59-67.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J. & Karakassis, I. (2006). Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 311: 1-14.
- Kaiser, M.J., Collie, J.S., Hall, S.J., Jennings, S. & Poinar, I.R. (2001). Impacts of fishing gear on marine benthic habitats. Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem, Reykjavik, Iceland, 1-4 October 2001: 1-19.
- Katsanevakis, S., Stelzenmüller, V., South, A., Sørensen, T.K., Jones, P.J.S., Kerr, S., Badalamenti, F., Anagnostou, C., Breen, P. & Chust, G. (2011). Ecosystem-based marine spatial management: review of concepts, policies, tools, and critical issues. *Ocean & Coastal Management* 54: 807-820.
- Kelleher, K. (2005). Discards in the world's marine fisheries: an update, 9251052891: 132 p. Rome: FAO.
- Kelly, C.J., Codling, E.A. & Rogan, E. (2006). The Irish Sea cod recovery plan: some lessons learned. *ICES J. Mar. Sci.* 63 (4): 600-610.
- Kerwath, S.E., Winker, H., Götz, A., Attwood, C.G. (2013). Marine protected area improves yield without disadvantaging fishers. *Nature communications* DOI: 10.1038/ncomms3347 1
- Kooten, T. van & Klok, C. (2011). The Mackinson-Daskalov North Sea EcoSpace model as a simulation tool for spatial planning scenarios. WOt working document no. 249, 98 p.
- Krause, J., Wollny-Goerke, K., Boller, F., Hauswirth, M., Heinicke, K., Herrmann, C., Körber, P., Narberhaus, I. & Richter-Kemmermann, A. (2011). Die deutschen Meeresnaturschutzgebiete in Nord- und Ostsee. *Nat. Landschaft* 86. Jahrgang (Heft 9/10): 397-409.
- Lewison, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J. & Freeman, S.A. (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends Ecol. Evol.* 19 (11): 598-604.
- Linnane, A., Ball, B., Munday, B., Marlen, B.v., Bergman, M. & Fonteyne, R. (2000). A review of potential techniques to reduce the environmental impact of demersal trawls: Irish Fisheries Investigations: 43 p.
- Mackinson, S. (2001). Representing trophic interactions in the North Sea in the 1880 s, using the Ecopath mass-balance approach. Fisheries impacts on North Atlantic ecosystems: models and analyses. *Fish. Cent. Res. Rep.* 9 (4), p. 35-98.

- Mackinson, S. & Daskalov, G. (2007). An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterisation. *Sci. Ser. Tech. Rep.*, Cefas Lowestoft, 142: 196 p.
- McCook, L.J., Ayling, T., Cappo, M., Choat, J.H., Evans, R.D., De Freitas, D.M., Heupel, M., Hughes, T.P., Jones, G.P. & Mapstone, B. (2010). Adaptive management of the Great Barrier Reef: a globally significant demonstration of the benefits of networks of marine reserves. *PNAS* 107 (43): 18278-18285.
- Moland, E., Olsen, E.M., Knutsen, H., Garrigou, P., Espeland, S.H., Kleiven, A.R., Andre', C., Knutsen, J.A. (2013). Lobster and cod benefit from small-scale northern marine protected areas: inference from an empirical before–after control-impact study. *Proc R Soc B* 280: 20122679.
- Molloy, P.P., McLean, I.B. & Cote, I.M. (2009). Effects of marine reserve age on fish populations: a global meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 46 (4): 743-751.
- Murawski, S., Rago, P. & Fogarty, M. (2004). Spillover Effects from Temperate Marine Protected Areas. *Am. Fish. Soc. Symp.* 42: 167-184.
- Murawski, S.A., Brown, R., Lai, H.L., Rago, P.J. & Hendrickson, L. (2000). Large-scale closed areas as a fishery-management tool in temperate marine systems: The Georges Bank experience. *Bull. Mar. Sci.* 66 (3): 775-798.
- Myers, R.A. & Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423 (6937): 280-283.
- Oberle, F. (2013). Quantifying the long-term anthropogenic and natural effects of sedimentre-suspension in a mudbelt environment. *PhThesis*. MARUM, Universität Bremen, 2013.
- Pauly, D., Christensen, V. & Walters, C. (2000). Eco-path, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* 57 (3): 697-706.
- Pauly, D. & Froese, R. (2012). Comments on FAO's State of Fisheries and Aquaculture, or 'SOFIA 2010'. *Mar. Policy* 36 (3): 746-752.
- Pezzey, J.C.V., Roberts, C.M. & Urdal, B.T. (2000). A simple bioeconomic model of a marine reserve. *Ecol. Econ.* 33 (1): 77-91.
- Pikitch, E., Boersma, P., Boyd, I., Conover, D., Cury, P., Essington, T., Heppell, S., Houde, E., Mangel, M. & Pauly, D. (2012). Little fish, big impact: managing a crucial link in ocean food webs. *Lenfest Ocean Program*. Washington, DC: 108.
- Pikitch, E., Santora, C., Babcock, E., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D., Dayton, P., Doukakis, P., Fluharty, D. & Heneman, B. (2004). Ecosystem-based fishery management 305: 346-347.
- Pusceddu, A., Bianchelli, S., Martín, J., Puig, P., Palanques, A., Masqué, P., & Danovaro, R. (2014). Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201405454.
- Pusch, C. & Pedersen, S.A. (2010). Environmentally sound fisheries management in marine protected areas. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*: 92. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn. 302 p.

Rachor, E. & Günther, C.P. (2001). Concepts for off-shore nature reserves in the Southeastern North Sea. *Senckenbergiana maritima* 31: 353-361.

Reeves, R.R., McClellan, K. & Werner, T.B. (2013). Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. *Endangered Species Research* 20, 71-97.

Roberts, C.M., Bohnsack, J.A., Gell, F., Hawkins, J.P. & Goodridge, R. (2001). Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294 (5548): 1920-1923.

Roberts, C.M. & Mason, L.C. (2008). Return to abundance: a case for marine reserves in the North Sea: WWF-UK: 44 p.

Sanchirico, J.N. (2000). Marine protected areas as fishery policy: a discussion of potential costs and benefits. Washington, DC: Resources for the Future, Discussion Paper, 00-23.

Sanchirico, J.N. (2004). Designing a cost-effective marine reserve network: a bioeconomic metapopulation analysis. *Marine Resource Economics* 19: 41-65.

Sanchirico, J.N., Emerson, P.M. & Future, R.f.t. (2002). Marine protected areas: economic and social implications. Resources for the Future Washington, DC

Sandberg, J. (2007). Cross-ecosystem analyses of pelagic food web structure and processes in the Baltic Sea. *Ecol. Model.* 201 (3): 243-261.

Sandberg, J., Elmgren, R. & Wulff, F. (2000). Carbon flows in Baltic Sea food webs – a re-evaluation using a mass balance approach. *J. Mar. Systems* 25, p. 249-260.

Sciberras, M., Jenkins, S.R., Kaiser, M.J., Hawkins, S.J. & Pullin, A.S. (2013). Evaluating the biological effectiveness of fully and partially protected marine areas. *Environmental Evidence* 2013 2:4.

Schirmeister, B. (2003). Verluste von Wasservögeln in Stellnetzen der Küstenfischerei – das Beispiel der Insel Usedom. *Meer und Museum* 17: 160-166.

Schröder, A., Gutow, L. & Gusky, M. (2008). Auswirkungen von Grundschleppnetzfischereien sowie von Sand- und Kiesabbauvorhaben auf die Meeresbodenstruktur und das Benthos in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee (MAR 36032/15): Abschlussbericht für das Bundesamt für Naturschutz (BfN): 121 p. Bremerhaven: Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung.

Sell, A., Pusch, C., v. Dorrien, C., Krause, J., Schulze, T. & Carstensen, D. (2011). Maßnahmen-vorschläge für das Fischereimanagement in Natura 2000-Gebieten der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, von Thünen-Institut für See- und Ostseefischerei, Leibniz-Institut für Meereswissenschaften an der Universität Kiel: 299 p.

Sonntag, N., Schwemmer, H., Fock, H.O., Bellebaum, J. & Garthe, S. (2012). Seabirds, set-nets, and conservation management: assessment of conflict potential and vulnerability of birds to bycatch in gillnets. – *ICES Journal of Marine Science*, 69: 578–589.

Stephen, J.A. & Harris, P.J. (2010). Commercial catch composition with discard and immediate release mortality proportions off the southeastern coast of the United States. *Fish Res* 103:18–24.

- Stewart, G.B., Coté, I.M., Kaiser, M.J., Halpern, B.S., Lester, S.E., Bayliss, H.R., Mengersen, K. & Puliin, A.S. (2008). Are marine protected areas effective tools for sustainable fisheries management? I. Biodiversity impact of marine reserves in temperate zones. *Collaboration for Environmental Evidence Library Journal*.
- Stobart, B., Warwick, R., Gonzalez, C., Mallol, S., Diaz, D., Renones, O. & Goni, R. (2009). Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384: 47-60.
- Sumaila, U.R., Cheung, W., Dyck, A., Gueye, K., Huang, L., Lam, V., Pauly, D., Srinivasan, T., Swartz, W. & Watson, R. (2012). Benefits of Rebuilding Global Marine Fisheries Outweigh Costs. *Plos One* 7 (7): e40542.
- Thurstan, R.H., Brockington, S. & Roberts, C. (2010). The effects of 118 years of industrial fishing on UK bottom trawl fisheries. *Nature*: 1-6.
- Walters, C., Christensen, V. & Pauly, D. (1997). Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in fish biology and fisheries* 7 (2): 139-172.
- Walters, C., Pauly, D., Christensen, V. & Kitchell, J.F. (2000). Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: EcoSim II. *Ecosystems* 3 (1): 70-83.
- Walters, C.J. & Martell, S.J.D. (2004). *Fisheries ecology and management*. Princeton University Press, Princeton, USA
- Watson, R.A., Cheung, W.W.L., Anticamara, J.A., Sumaila, R.U., Zeller, D. & Pauly, D. (2012). Global marine yield halved as fishing intensity redoubles. *Fish Fish.* DOI: 10.1111/j.1467-2979.2012.00483.x.
- Wiemann, A., Andersen, L. W., Berggren, P., Siebert, U., Benke, H., Teilmann, J., Lockyer, C., Pawliczka, I., Skóra, K., Roos, A., Lyrholm, T., Paulus, K.B., Ketmaier, V. & Tiedemann, R. (2010). Mitochondrial control region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conservation Genetics*, 11(1), 195-211.
- Willis, T.J., Millar, R.B. & Babcock, R.C. (2003). Protection of exploited fish in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *J. Appl. Ecol.* 40 (2): 214-227.
- Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M. & Garthe, S. (2009). Bycatch in gill-net fisheries— an overlooked threat to waterbird populations. *Biological Conservation*, 142: 1269–1281.

# Anhang

Maßnahmenvorschläge für das Fischereimanagement  
in den Natura 2000 - Gebieten in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee (Stand 20. April 2011)

Erarbeitet von der Arbeitsgruppe Nord- und Ostsee (BfN, TI)

Nordsee	Riffe	Sandbänke	Schweinswale	Seevögel
Doggerbank		1: Experimentelle Schließung von 50 % der Fläche für mobile grundberührende Fanggeräte	2a: Ganzjähriger Ausschluss der Fische rei mit Kiemen und Verwickelnetzen im gesamten Gebiet (BfN) 2b: Ganzjähriger Einsatz von Pingern an allen Kiemen- und Verwickelnetzen (VTI)	
Sylter Außenriff	1: Ausschluss der Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten aus dem mittleren Bereich des Gebiets	2: Experimentelle Schließung der nördlichen Hälfte (50 %) der Amrumbank für mobile grundberührende Fanggeräte	3: Ausschluss der Fischerei mit Kiemen- und Verwickelnetzen 3a: Ganzjährig (BfN) 3b: Saisonal (1. Mai-31. August) Saisonal (1. Mai-31. August) sowie ganzjähriger Einsatz von Pingern an allen Kiemen- und Verwickelnetzen (VTI)	
Borkum-Riffgrund	1: Ausschluss der Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten im gesamten Natura 2000 -Gebiet	1: Ausschluss der Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten im gesamten Natura 2000 -Gebiet	2a: Ganzjähriger Ausschluss der Fische rei mit Kiemen und Verwickelnetzen im gesamten Gebiet (BfN) 2b: Ganzjähriger Einsatz von Pingern an allen Kiemen- und Verwickelnetzen (VTI)	
NSG Östliche Deutsche Bucht	Blau: Beige: Grün:	Ein gemeinsamer Maßnahmenvorschlag (VTI / BfN) Vorschlag zweier Optionen (nach Sell <i>et al.</i> (2011)) Schutzgüter		1: Ausschluss von Fischereien mit Kiemen- und Verwickelnetzen: Nördliches Teilgebiet: Saisonal (1. Okt bis 15. Mai) Südliches Teilgebiet: Ganzjährig

Ostsee	Riffe	Sandbänke	Schweinswale	Seevögel
<b>Fehmarnbelt</b>	<p><b>1:</b> Ausschluss der Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten im Bereich der Sandbänke und Riffe</p>	<p><b>1:</b> Ausschluss der Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten im Bereich der Sandbänke und Riffe</p>	<p><b>2a:</b> Ganzjähriger Ausschluss der Fischerei mit Kiemennetzen im gesamten Gebiet (BFN)</p> <p><b>2b:</b> Ganzjähriger Einsatz von Pingen an allen Stellnetzen unabhängig von der Fahrzeuggröße (VTI)</p>	
<b>Kadetrinne</b>	<p><b>1:</b> Ausschluss der Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten im Bereich der Riffe</p>		<p><b>2a:</b> Ganzjähriger Ausschluss der Fischerei mit Kiemennetzen im gesamten Gebiet (BFN)</p> <p><b>2b:</b> Ganzjähriger Einsatz von Pingen an allen Stellnetzen unabhängig von der Fahrzeuggröße (VTI)</p>	
<b>Westliche Rönnebank</b>	<p><b>1:</b> Ausschluss der Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten im gesamten Gebiet</p>		<p><b>2a:</b> Ganzjähriger Ausschluss der Fischerei mit Kiemennetzen im gesamten Gebiet (BFN)</p> <p><b>2b:</b> Ganzjähriger Einsatz von Pingen an allen Stellnetzen unabhängig von der Fahrzeuggröße (VTI)</p>	
<b>Adlergrund</b>	<p><b>1:</b> Ausschluss der Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten im gesamten Gebiet</p>	<p><b>1:</b> Ausschluss der Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten im gesamten Gebiet</p>	<p><b>2a:</b> Ganzjähriger Ausschluss der Fischerei mit Kiemennetzen im gesamten Gebiet (BFN)</p> <p><b>2b:</b> Ganzjähriger Einsatz von Pingen an allen Stellnetzen unabhängig von der Fahrzeuggröße (VTI)</p>	
<b>Pommersche Bucht mit Oderbank</b>		<p><b>1:</b> Ausschluss der Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten im Bereich der Sandbänke</p>	<p><b>2a:</b> Ganzjähriger Ausschluss der Fischerei mit Kiemennetzen im gesamten Gebiet (BFN)</p> <p><b>2b:</b> Ganzjähriger Einsatz von Pingen an allen Stellnetzen unabhängig von der Fahrzeuggröße (VTI)</p>	
<b>NSG Pommersche Bucht</b>	<p><b>Blau:</b></p> <p><b>Beige:</b></p> <p><b>Grün:</b></p>	<p>Ein gemeinsamer Maßnahmenvorschlag (VTI / BFN)</p> <p>Vorschlag zweier Optionen (nach Sell <i>et al.</i> (2011))</p> <p>Schutzgüter</p>	<p><b>1:</b> Räumlich differenzierter ganzjähriger und saisonaler Ausschluss der Fischerei mit Kiemennetzen und Verwickelnetzen:</p> <p><b>Teilgebiet 1</b> („Oderbank“): Ganzjährige Schließung</p> <p><b>Teilgebiet 2</b> („Graben“): Saisonale Schließung (Dez-Apr und Jun-Okt)</p> <p><b>Teilgebiet 3</b> („Adlergrund“): Saisonale Schließung (Nov-Apr)</p>	

